

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA MARIA
CENTRO DE CIÊNCIAS NATURAIS E EXATAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIODIVERSIDADE ANIMAL**

**INFLUÊNCIA DA PAISAGEM NA PRESENÇA E
ABUNDÂNCIA DO BUGIO-RUIVO *Alouatta guariba
clamitans* EM FRAGMENTOS FLORESTAIS**

DISSERTAÇÃO DE MESTRADO

Anne Sophie de Almeida e Silva

**Santa Maria, RS, Brasil
2016**

**INFLUÊNCIA DA PAISAGEM NA PRESENÇA E
ABUNDÂNCIA DO BUGIO-RUIVO *Alouatta guariba clamitans*
EM FRAGMENTOS FLORESTAIS**

Anne Sophie de Almeida e Silva

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade Animal, da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM, RS), como requisito parcial para a obtenção do grau de **Mestre em Ciências Biológicas – Área Biodiversidade Animal**

**Orientador: Dr^a. Vanessa Barbisan Fortes
Coorientador: Dr. Julio Cesar Voltolini**

**Santa Maria, RS, Brasil
2016**

**Universidade Federal de Santa Maria
Centro de Ciências Naturais e Exatas
Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade Animal**

A Comissão Examinadora, abaixo assinada,
aprova a Dissertação de Mestrado

**INFLUÊNCIA DA PAISAGEM NA PRESENÇA E ABUNDÂNCIA DO
BUGIO-RUIVO *Alouatta guariba clamitans* EM FRAGMENTOS
FLORESTAIS**

elaborada por
Anne Sophie de Almeida e Silva

como requisito parcial para obtenção do grau de
Mestre em Ciências Biológicas – Área Biodiversidade Animal

COMISSÃO EXAMINADORA:

Dr.^a Vanessa Barbisan Fortes
(Orientador)

Dr. Fabiano Rodrigues de Melo (UFG)

Dr.^a Márcia Maria de Assis Jardim (FZB/RS)

Santa Maria, 31 de março de 2016.

AGRADECIMENTOS

A minha orientadora, Dr^a Vanessa Barbisan Fortes, pela atenção, pela competência, pelos sábios conselhos e acima de tudo pela amizade. É uma honra tê-la como orientadora e como amiga.

Ao meu coorientador, Dr. Julio Cesar Voltolini, pelas valiosas contribuições e por sempre acreditar em meu trabalho. Obrigada pela parceria, há anos, neste e em outros estudos.

Aos professores do PPG Biodiversidade Animal, da UFSM, pelo conhecimento transmitido e por contribuírem de forma crucial na minha formação ao longo do mestrado.

À CAPES, pela bolsa de estudos concedida e sem a qual este estudo não teria sido possível.

Ao meu namorado Marco Antonio Rovida, pela ajuda em campo, pelo amor, e por me apoiar de forma incondicional nessa empreitada pelas terras sulistas.

A minha família, em especial a meus pais e minha irmã, por entenderem que a distância era apenas física e por sempre me receber com todo amor.

As minhas amigas gaúchas, Bruna Biassi, Emily Waczuk e Luciani Santin, pelas palavras, pelos conselhos, pela amizade. Cada uma de vocês foi essencial em minha estada no Rio Grande do Sul e sou grata por tê-las conhecido.

As minhas amigas paulistas, Eloar Lopes, Fernanda Salles e Maitê Iglesias, que mesmo distantes quase 1500 km nunca deixaram de me apoiar e de se fazerem presentes em minha vida. Obrigada pelos quase 7 anos de amizade.

Aos meus colegas de laboratório e de mestrado pelas conversas e pela convivência.

E de forma especial, aos bugios do Barreiro por aceitarem nossa presença nos fragmentos e a quem espero poder retribuir todo bem que fazem.

*“Quando o homem aprender a respeitar a menor das criaturas, seja animal ou vegetal,
ninguém precisará ensiná-lo a amar seus semelhantes”.*

(Adaptado de Albert Schweitzer)

LISTA DE FIGURAS

ARTIGO 1

Figura 1- Acima: estado de São Paulo destacando a localização de Taubaté e dos fragmentos amostrados em relação ao município. Abaixo: imagem de satélite mostrando os remanescentes.....17

Figura 2- Fragmentos com presença (n=12) e ausência (n=9) do bugio-ruivo (*Alouatta guariba clamitans*) e o número de avistamentos/remanescente em Taubaté, SP.....20

Figura 3- Associação entre a abundância (indivíduos/10km) de bugios-ruivos e a área (em hectares) de 12 remanescentes em Taubaté, SP.....22

ARTIGO 2

Figura 1- Localização de Taubaté em relação ao estado de São Paulo. Em destaque os remanescentes amostrados.....37

Figura 2- Análise de viabilidade para as populações dos 12 remanescentes.....42

LISTA DE TABELAS

ARTIGO 1

Tabela 1- Associação entre as variáveis preditoras da paisagem com a presença do bugio-ruivo *Alouatta guariba clamitans* nos remanescentes florestais (N=21), em Taubaté, SP.....20

Tabela 2- Área dos remanescentes em hectares (N=21), distância média dos remanescentes do entorno (DMF) em metros, distância do fragmento mais próximo (DFP) em metros e abundância populacional (indivíduos/10km) de bugios-ruivos *Alouatta guariba clamitans* nos 12 fragmentos ocupados pela espécie, em Taubaté, SP.....21

ARTIGO 2

Tabela 1- Parâmetros utilizados na simulação da viabilidade populacional de bugios-ruivos (*Alouatta guariba clamitans*) em 12 fragmentos de Floresta Atlântica em Taubaté, SP, em um período de 100 anos.....38

Tabela 2- Resultado das simulações para os fragmentos (N=12) deste estudo, em um período de 100 anos.....41

SUMÁRIO

APRESENTAÇÃO	8
---------------------------	---

ARTIGO 1. Influência da paisagem na presença e abundância do bugio-ruivo (<i>Alouatta guariba clamitans</i>) em fragmentos florestais.....	11
---	----

Resumo	12
---------------------	----

Abstract	12
-----------------------	----

Introdução	13
-------------------------	----

Material e Métodos	17
---------------------------------	----

Área de estudo.....	17
---------------------	----

Planejamento da amostragem e Análise estatística.....	18
---	----

Resultados	19
-------------------------	----

Discussão	22
------------------------	----

Referências	28
--------------------------	----

ARTIGO 2. Análise da Viabilidade Populacional de bugios-ruivos (<i>Alouatta guariba clamitans</i>) em uma paisagem fragmentada.....	33
--	----

Resumo	34
---------------------	----

Abstract	34
-----------------------	----

Introdução	35
-------------------------	----

Material e Métodos	37
---------------------------------	----

Área de estudo.....	37
---------------------	----

Planejamento da amostragem.....	38
---------------------------------	----

Resultados	41
-------------------------	----

Discussão	44
------------------------	----

Referências	47
--------------------------	----

DISCUSSÃO	51
------------------------	----

CONCLUSÕES GERAIS	53
--------------------------------	----

REFERÊNCIAS GERAIS	55
---------------------------------	----

APRESENTAÇÃO

A descaracterização dos habitats e a conversão de florestas, outrora contínuas, em mosaicos de vegetação secundária, cultivos e pastagens, introduzem uma série de novos fatores na história evolutiva das espécies (Fortes, 2008), podendo levá-las ao declínio e à extinção (Fahrig, 2002). Embora a extinção seja um fenômeno natural e periódico na história de vida da Terra, o desordenado crescimento populacional humano tem acelerado esse processo, que em última análise, elimina caracteres únicos, desenvolvidos ao longo de milhões de anos de evolução, por complexas interações ecológicas (Primack, 1998).

O elevado nível de perturbações antrópicas nos ecossistemas naturais representa um dos maiores desafios para a conservação da biodiversidade. Atualmente, uma das principais ameaças à conservação das espécies é a modificação do ambiente que decorre, sobretudo, da fragmentação (Fischer e Lindenmayer, 2007). Embora as pressões antrópicas não sejam uma consequência direta da fragmentação do habitat, estas podem ser facilitadas pelo processo de fragmentação (Arroyo-Rodríguez e Dias, 2009). Este processo, por sua vez, leva especificamente a uma alteração na distribuição das populações ao longo da paisagem e ao declínio gradativo do número de indivíduos, conforme observado para os primatas (Strier, 2007).

Do processo de fragmentação resulta, também, a formação de paisagens compostas por manchas de habitat disjuntas, nas quais a presença ou a ausência das populações, nos remanescentes, depende da dinâmica populacional regional, que definirá o quão persistentes ou suscetíveis à extinção são essas populações (Ricketts, 2001). Sabe-se que pequenos fragmentos suportam pequenas populações que, por sua vez, são mais vulneráveis à extinção (Hanski, 1999), já que não raramente estas, em paisagens fragmentadas, encontram-se isoladas. Com o aumento da distância dos fragmentos, os indivíduos ficam confinados, limitando o fluxo gênico e aumentando a consanguinidade, o que compromete a persistência em longo prazo dessas populações (Oklander *et al.*, 2010).

Assim, a fragmentação e a perda de áreas florestais resultam no isolamento, redução do tamanho e empobrecimento dos remanescentes habitados pelos primatas (Grande, 2012). Os primatas neotropicais dependem das florestas e têm suas populações fortemente afetadas quando estas são reduzidas e quando os fragmentos se tornam isolados por pastagens e plantações. Consequentemente, a distribuição e a abundância dessas espécies em fragmentos florestais, são influenciadas por fatores que atuam tanto em escala local, para cada remanescente, quanto em escala de paisagem, podendo estar relacionados às características do

fragmento, da matriz ou das próprias espécies (Anzures-Dadda e Manson, 2007; Fortes, 2008).

No entanto, as alterações ambientais não afetam igualmente todas as espécies, de modo que cada uma responde singularmente às modificações em seu habitat (Cowlshaw *et al.*, 2008). Apesar da extensa literatura analisando os efeitos da perturbação e fragmentação do habitat em primatas, ainda não há padrões claros, provavelmente porque as respostas a essas modificações dependem, entre outros fatores, das características biológicas de cada táxon (Arroyo-Rodríguez e Dias, 2009). As espécies do gênero *Alouatta*, por exemplo, apresentam respostas distintas perante às pressões da perda de área e da fragmentação (Bicca-Marques, 2003). De modo que, o sucesso das populações de primatas em fragmentos florestais, é determinado por uma gama de fatores que interagem de forma complexa, tais como área de vida, tipo de dieta, tamanho e qualidade do remanescente, composição da matriz e habilidade da espécie em explorá-la (Marsh, 2003).

O bugio-ruivo, *Alouatta guariba clamitans*, é uma espécie dependente das florestas, embora possa, eventualmente, deslocar-se por curtas distâncias em áreas abertas (Galetti *et al.*, 1987). Essa espécie se encontra vulnerável devido, principalmente, à destruição e à fragmentação de seu habitat, a Floresta Atlântica. A conservação do bugio-ruivo, portanto, depende necessariamente de uma melhor compreensão dos fatores que determinam sua permanência ou extinção em paisagens fragmentadas (Fortes, 2008). O reconhecimento de que a maioria das paisagens ocupadas por primatas vivenciam, ou irão vivenciar, os efeitos sinérgicos da fragmentação, leva-nos a priorizar uma abordagem proativa na conservação desses animais (Grande, 2012).

A partir desse panorama de contínua degradação de habitats e crescente probabilidade de extinção local das espécies, ferramentas de modelagem surgem como alternativa para abordagens proativas, tal como a Análise de Viabilidade Populacional (AVP) (Soulé, 1987). A AVP utiliza o conceito probabilístico de população mínima viável, simulando a interação de fatores determinísticos e estocásticos, de tal forma que esta possa persistir no futuro (Kierulff, 1993). Uma das principais vantagens associadas a essa análise, é a possibilidade de detecção de problemas relacionados à conservação, antes mesmo que sejam detectáveis em campo, o que permite que, políticas apropriadas de manejo e conservação, sejam aplicadas em tempo hábil para a recuperação das populações (Miller e Lacy, 2005).

Este estudo buscou analisar o maior número possível de fragmentos florestais, com diferentes tamanhos, em uma mesma região, a fim de compreender a distribuição da espécie nesta área. A escolha de remanescentes próximos objetivou tanto possibilitar o delineamento

de ações de manejo, que contemplem as necessidades específicas da região, como minimizar as diferenças entre localidades quanto a fatores não mensurados, como produtividade do habitat e grau de impacto antrópico. O estudo de campo foi conduzido em 21 remanescentes florestais, em Taubaté, interior de São Paulo, em áreas que variaram de 6,9 a 460 ha, no período de agosto de 2014 a julho de 2015.

Os resultados são apresentados e discutidos na forma de dois artigos científicos, seguindo as normas do periódico *International Journal of Primatology*. Após os artigos, são apresentadas uma discussão e uma conclusão, contemplando os resultados dos dois estudos. O título geral da dissertação leva o nome do primeiro artigo, pois entendemos que a viabilidade populacional nada mais é do que a presença em longo prazo das populações. Desse modo, o título “Influência da paisagem na presença e abundância do bugio-ruivo [...]” refere-se tanto aos resultados do primeiro, quanto do segundo artigo, não aparecendo o termo viabilidade no título geral.

O primeiro artigo intitula-se: “**Influência da paisagem na presença e abundância do bugio-ruivo (*Alouatta guariba clamitans*) em fragmentos florestais**”. Nesse artigo foram analisadas as possíveis relações da configuração da paisagem com a ocupação e a abundância de grupos de bugios-ruivos, nos 21 remanescentes amostrados, em Taubaté, SP. Para tal, foram consideradas as seguintes métricas: grau de isolamento, distância do fragmento mais próximo, distância média dos remanescentes do entorno em um raio de 1 km, o tamanho da área, o índice de forma, a área da borda e a área central.

O segundo artigo intitula-se: “**Análise da Viabilidade Populacional de bugios-ruivos (*Alouatta guariba clamitans*) em uma paisagem fragmentada**” e simulou a persistência das populações acima mencionadas, em 100 anos, considerando diferentes tipos e frequências de catástrofes, por meio de 1.000 iterações no VORTEX v.10.1. Além disso, buscou-se identificar o tamanho da população mínima viável (PMV) para a manutenção da espécie nos diferentes fragmentos, além da área mínima dos remanescentes para manter a PMV. A partir dos resultados, foram discutidas possíveis estratégias de manejo para a conservação da espécie na região.

ARTIGO 1

Influência da paisagem na presença e abundância do bugio-ruivo (*Alouatta guariba clamitans*) em fragmentos florestais

**Anne Sophie de Almeida e Silva¹; Vanessa Barbisan Fortes²;
Julio Cesar Voltolini³**

¹ Laboratório de Primatologia, PPG Biodiversidade Animal, Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, RS. annesophie.as@hotmail.com

² Laboratório de Primatologia, Departamento de Zootecnia e Ciências Biológicas/CESNORS, Universidade Federal de Santa Maria, Palmeira das Missões, RS.

³ Departamento de Biologia, ECOTROP (Grupo de Pesquisa e Ensino em Biologia da Conservação), Universidade de Taubaté, Taubaté, SP.

ARTIGO 1

Influência da paisagem na presença e abundância do bugio-ruivo (*Alouatta guariba clamitans*) em fragmentos florestais

RESUMO

A destruição e fragmentação das florestas ameaçam a sobrevivência das populações de muitas espécies animais, modificando o habitat em escala de fragmento e de paisagem. Sabe-se que as espécies de primatas respondem de forma singular a essas alterações, de modo que compreender qual o efeito da configuração da paisagem sobre as espécies, mostra-se essencial para seu efetivo manejo. Este estudo avaliou a influência de métricas da paisagem na presença e abundância de *Alouatta guariba clamitans*, em 21 remanescentes de Floresta Atlântica, em Taubaté, SP. Utilizando o levantamento extensivo, entre agosto de 2014 e julho de 2015, foram percorridas trilhas, das 8 as 12hrs e das 13 as 17hrs. O número de visitas por fragmento dependeu de seu tamanho, totalizando 84 dias de campo, sete por mês, com um esforço amostral de 672 horas. Para obter a presença/ausência da espécie, foram considerados registros diretos e indiretos. As métricas da paisagem foram analisadas no ArcGIS v.9.3. Quanto às análises estatísticas, para obter as possíveis relações da configuração da paisagem com a ocupação dos fragmentos, utilizou-se a regressão logística múltipla e, para a associação entre as variáveis da paisagem e a abundância, utilizou-se a regressão linear múltipla, ambas realizadas no BioEstat v.5.0. O bugio-ruivo esteve presente em 57,14% (n=12) dos remanescentes. Foi encontrada associação positiva entre a presença deste primata e a área do fragmento ($\text{Chi}^2=1.16$; $P=0.00$). Não foi obtida relação entre ocupação e distância média dos fragmentos do entorno ($\text{Chi}^2=1.19$; $P=0.31$), nem entre ocupação e índice de forma ($\text{Chi}^2=0.53$; $P=0.37$). Foi obtida associação negativa entre a área do fragmento e a abundância populacional ($r^2=-0.53$; $P=0.03$). Assim, a variável área foi a mais importante, demonstrando ser fundamental sua incorporação na elaboração de modelos preditivos da ocorrência do bugio-ruivo. Os resultados sugerem também que, a manutenção dos pequenos e médios fragmentos (4,1-35 ha) pode ser essencial para a conservação da espécie na região, já que, embora, os bugios estiveram ausentes em algumas dessas áreas durante as amostragens, estas podem estar servindo como corredores, favorecendo a dispersão de indivíduos nessa paisagem.

Palavras-chave: *Alouatta*; Ecologia da paisagem; Floresta Atlântica; Fragmentação; Ocorrência

ARTICLE 1

Landscape's influence in the presence and abundance of the brown howler monkey (*Alouatta guariba clamitans*) in forest fragments

ABSTRACT

Destruction and fragmentation of the forests threaten the survival of many animal populations, modifying habitats in both fragment and landscape scales. Primate species respond singularly to these changes, so that understanding the effect of the landscape's configuration on the

species becomes essential for its effective management. This study evaluated the influence of landscape's metrics on the presence and abundance of *Alouatta guariba clamitans* in 21 Atlantic Rainforest fragments in Taubaté, Southeastern Brazil. Using broad surveys, between August 2014 and July 2015, we walked trails in the forest from 8 to 12hrs and from 13 to 17hrs. The number of visits per fragment varied according to their area, totalizing 84 field days, seven per month, with 672 hours of sampling effort. Both direct and indirect records were considered to confirm the presence of the species. The landscape's metrics were analysed in the ArcGIS v.9.3. In order to obtain the possible relations of the landscape's configuration with the fragment's occupation we carried out multiple logistic regression, and for the association between the landscape's variables and howlers' abundance we utilized multiple linear regression, both analyses performed in the BioEstat v.5.0. The brown howler monkey was present in 57.14% (n=12) of the fragments. It was found a positive association between the presence of this primate and the area of the fragment ($\text{Chi}^2=1.16$, $P=0.00$). Occupation was not associated to the average distance from the surrounding fragments ($\text{Chi}^2=1.19$, $P=0.31$), neither to the shape index of the fragment ($\text{Chi}^2=0.53$, $P=0.37$). It was obtained a negative association between the fragment's area and howler population abundance ($r^2=-0.64$, $P=0.02$). Therefore, area was the most important explanatory variable, demonstrating to be fundamental its incorporation in the elaboration of predictive models of the brown howler monkeys' occurrence. Besides, the maintenance of small and medium fragments (4.1 to 35 ha) may be also relevant for the conservation of the species in this region: despite the absence of howlers in some of them during the field surveys, they might be serving at least as corridors, favouring the dispersion of individuals in this landscape.

Keywords: *Alouatta*; Landscape Ecology; Atlantic Rainforest; Fragmentation; Occurrence

INTRODUÇÃO

A destruição de habitats e sua conseqüente fragmentação correspondem às principais causas de perda da biodiversidade mundial (Murcia, 1995; MMA, 2003). Em escala de fragmento esses processos alteram os padrões fenológicos, a estrutura e a composição florística dos remanescentes (Fortes, 2008). Em escala de paisagem, resultam basicamente em quatro efeitos: a redução da área total disponível, o aumento do número de fragmentos e de seu isolamento e a diminuição do tamanho dos fragmentos (Fahrig, 2003). Esses efeitos na configuração espacial dos remanescentes, por diferentes meios, alteram processos ecológicos e, em última análise, desencadeiam a extinção de populações e de espécies (Fahrig, 2002; Grande, 2012).

Sabe-se que a capacidade de persistência de uma população, tanto no espaço, quanto no tempo, depende do equilíbrio entre os processos de colonização e de extinção (Hanski, 1999), os quais são influenciados pela configuração da paisagem: tamanho e quantidade de fragmentos, forma, características da matriz e grau de isolamento (Rodríguez-Toledo *et al.*, 2003). Como as matrizes que circundam os fragmentos são de diferentes tipos, a

probabilidade de deslocamento de indivíduos entre manchas de habitat, dependerá da configuração dos mosaicos, da capacidade de dispersão dos organismos e da distância entre os remanescentes, conforme os preceitos da ecologia de paisagens (Wiens, 1997). Em um contexto de ambientes modificados, as espécies acabam reduzindo seu potencial de dispersão, ao encontrarem dificuldades em transitar por meio de uma matriz homogênea e pouco permeável, ou por matrizes heterogêneas compostas por um mosaico de manchas menos favoráveis (Lindenmayer e Fischer, 2006).

Em ambientes fragmentados, as espécies são confrontadas com áreas de tamanho reduzido, altamente isoladas de outros remanescentes florestais e dominadas por vegetação secundária (Arroyo-Rodríguez e Dias, 2009). A princípio, o aumento do número de manchas de habitat e o aumento do isolamento, podem resultar em uma ocupação aleatória, ou seja, sem um padrão específico dos fragmentos florestais remanescentes (Marsh, 2003). Não raramente, nesses ambientes, as espécies estabelecem-se em sistemas metapopulacionais, nos quais, embora as populações vivam em manchas distintas, interagem entre si, por meio de eventos de imigração e de emigração (Hanski e Gilpin, 1997). Em particular, nessas paisagens, a teoria do equilíbrio de biogeografia de ilhas em conjunto com a dinâmica metapopulacional, tem contribuído na compreensão dos efeitos da área do fragmento e da importância da conectividade na probabilidade de extinção das espécies (Hanski, 1999).

Nessa abordagem, a paisagem é considerada uma rede de manchas, onde as espécies ocorrem como populações locais, conectadas por migração (Hanski, 1998). No entanto, com o tempo, as espécies podem desaparecer de algumas dessas manchas, devido à pequena área e aos recursos limitados, ou podem colonizar outras áreas, conforme observado para os primatas (Arroyo-Rodríguez e Dias, 2009). Frequentemente, quando consideradas individualmente, manchas de habitat disjuntas apresentam tamanho insuficiente para manter uma população mínima viável (PMV) (Laurence e Williamson, 2001). Desse modo, a habilidade em explorar a matriz torna-se particularmente importante, uma vez que, possibilita aos organismos a utilização de mais de um fragmento para obtenção dos recursos requeridos (Chapman *et al.*, 2003).

Reconhecidamente, aspectos da autoecologia das espécies, como tamanho de área domiciliar, grau de frugivoria (Estrada e Coates-Estrada, 1996) e habilidade de explorar a matriz, são fatores que atuam na dinâmica populacional e podem influenciar a capacidade de sobrevivência de primatas em ambientes fragmentados (Onderdonk e Chapman, 2000). No entanto, a distribuição das populações de primatas ao longo da paisagem, não depende unicamente das dinâmicas populacionais ou, em última análise, metapopulacionais (Grande,

2012). Por exemplo, a hipótese da heterogeneidade de habitats, prediz que ambientes estruturalmente mais complexos podem proporcionar mais nichos ecológicos, possibilitando a ocorrência de um maior número de espécies (Tews *et al.*, 2004).

Entre os primatas é comum ocorrer migração de indivíduos adultos para outros grupos, a fim de garantir o sucesso reprodutivo (Nunn, 1999). No gênero *Alouatta*, ao atingirem a maturidade sexual, machos e fêmeas deixam o grupo de nascimento, para se inserir em bandos pré-estabelecidos ou formar novos (Ostro *et al.*, 2001; Jardim, 2005). Desse modo, fragmentos em que a capacidade suporte do habitat foi atingida e, portanto, com tamanho insuficiente para comportar vários grupos, implicam aos indivíduos a necessidade de dispersão entre remanescentes florestais e a transposição da matriz (Grande, 2012).

Assim, o tamanho dos fragmentos e a distância de isolamento entre manchas, têm se mostrado importantes preditores da ausência e da presença de primatas em remanescentes florestais (Estrada e Coates-Estrada, 1996; Mandujano e Estrada, 2005). Porém, pouco se sabe, especificamente, sobre o movimento de bugios entre fragmentos florestais, a frequência de tais eventos, as rotas, e os critérios utilizados na seleção dos fragmentos para a dispersão (Arroyo-Rodríguez e Dias, 2009). Embora existam diversas observações de bugios deslocando-se no chão, conforme observado para *A. palliata* (Estrada e Coates-Estrada, 1996) e *A. pigra* (Crockett, 1998; Pozo-Montuy e Serio-Silva, 2007), suas habilidades de dispersão em matrizes perturbadas são provavelmente limitadas (Arroyo-Rodríguez e Dias, 2009).

O bugio-ruivo é um primata da Floresta Atlântica, do qual se reconhecem duas subespécies: *A. guariba guariba* e *A. guariba clamitans*. As subespécies diferem em sua distribuição geográfica e apenas *A. guariba clamitans* possui dimorfismo de coloração, com machos ruivos e fêmeas castanho-escuro. A distribuição geográfica de *A. guariba clamitans* é ampla, abrangendo desde o Espírito Santo até o Rio Grande do Sul, passando também pelo nordeste da Argentina, na província de Misiones (Mendes *et al.*, 2008). Os bugios, de modo geral, têm sido citados como táxons relativamente tolerantes às perturbações do habitat, uma vez que, encontram-se presentes em manchas nas quais outras espécies de primatas, como o macaco-aranha (*Ateles* spp.), não conseguem persistir (Arroyo-Rodríguez e Dias, 2009). Em parte, isso pode ser explicado pela habilidade do gênero *Alouatta* em explorar folhas, associada à pequena área de vida e a capacidade de se deslocar pela matriz (Bicca-Marques, 2003).

No entanto, os bugios podem ser mais sensíveis do que geralmente considera-se, nas respostas do gênero perante a perda, transformação e fragmentação das florestas tropicais. Estudos sugerem que a capacidade dos bugios de se moverem entre manchas florestais é

limitada, particularmente quando a matriz é composta por pastagens ou por terras agrícolas (Estrada e Coates-Estrada, 1996; Arroyo-Rodríguez e Dias, 2009). Adicionalmente, como consequência provável da perda e da fragmentação do habitat, várias espécies e subespécies de bugios são classificadas como ameaçadas pela IUCN, o que reforça o efeito negativo das pressões antrópicas na sobrevivência do gênero (Crockett, 1998). Por exemplo, segundo a IUCN, *A. palliata aequatorialis* encontra-se vulnerável; *A. pigra*, em perigo; *A. guariba guariba* e *A. palliata mexicana* encontram-se criticamente em perigo de extinção (Arroyo-Rodríguez e Dias, 2009). Já *A. guariba clamitans*, na classificação nacional encontra-se vulnerável (VU) (Portaria MMA nº 444, 2014). No entanto, essa espécie encontra-se ameaçada para o estado de São Paulo (São Paulo/Decreto nº 60.133, 2014).

Particularmente, a caça, as doenças emergentes, a conversão de florestas em mosaicos de vegetação secundária, cultivos e pastagens e a fragmentação levam ao declínio global das populações de *Alouatta* (Estrada *et al.*, 2002). Embora, as pressões antrópicas não sejam consequência direta da fragmentação do habitat, estas são facilitadas pelo processo de fragmentação. Um exemplo é a caça, que é mais praticada em florestas fragmentadas, com remanescentes menores e mais acessíveis aos caçadores, evidenciando os efeitos negativos da fragmentação sobre as populações. A caça tem tido efeitos negativos importantes sobre as populações de bugios, inclusive para *A. guariba clamitans*, podendo explicar a ausência de suas populações em alguns remanescentes nos quais a espécie poderia ser encontrada (Arroyo-Rodríguez e Dias, 2009).

Assim, a resposta dos primatas frente à fragmentação depende de uma multiplicidade de fatores, que interagem de forma complexa (Marsh, 2003), de modo que, investigar quais atributos da paisagem são preditores da presença e da abundância de *A. guariba clamitans*, é essencial para o estabelecimento de planos de manejo e delimitação de áreas prioritárias para a conservação da espécie. Este estudo teve como objetivo geral analisar as possíveis relações da configuração da paisagem com a presença e a abundância de *A. guariba clamitans* em remanescentes florestais. Os objetivos específicos foram testar quais métricas da paisagem (área do fragmento, grau de isolamento, índice de forma, área da borda e área central) melhor predizem a presença/a ausência e a abundância do bugio-ruivo em fragmentos florestais em Taubaté, SP. A hipótese testada neste artigo foi que a presença e a abundância da espécie em fragmentos florestais são influenciadas pelas métricas da paisagem (Grande, 2012).

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

O estudo foi conduzido em 21 fragmentos de Floresta Atlântica, localizados no município de Taubaté (23° 01' 30"S e 45° 33' 31"W), Vale do Paraíba, SP. Segundo a classificação climática de Köppen (1948), a cidade apresenta clima Cwa, temperado úmido, com verões chuvosos e invernos secos.

Para a seleção dos fragmentos utilizou-se uma imagem de satélite do Google Earth (2014) (Figura 1). A partir do centroide de um fragmento fonte (número 1), no qual os bugios estão presentes e que poderia funcionar como área fonte, devido a seu tamanho, todos os remanescentes potencialmente habitáveis, em um raio de 3,5 km, foram amostrados. Foram considerados potencialmente habitáveis, somente fragmentos com fitofisionomia exclusivamente florestal (Grande, 2012) e com pelo menos 2 ha (Bicca-Marques, 2003).

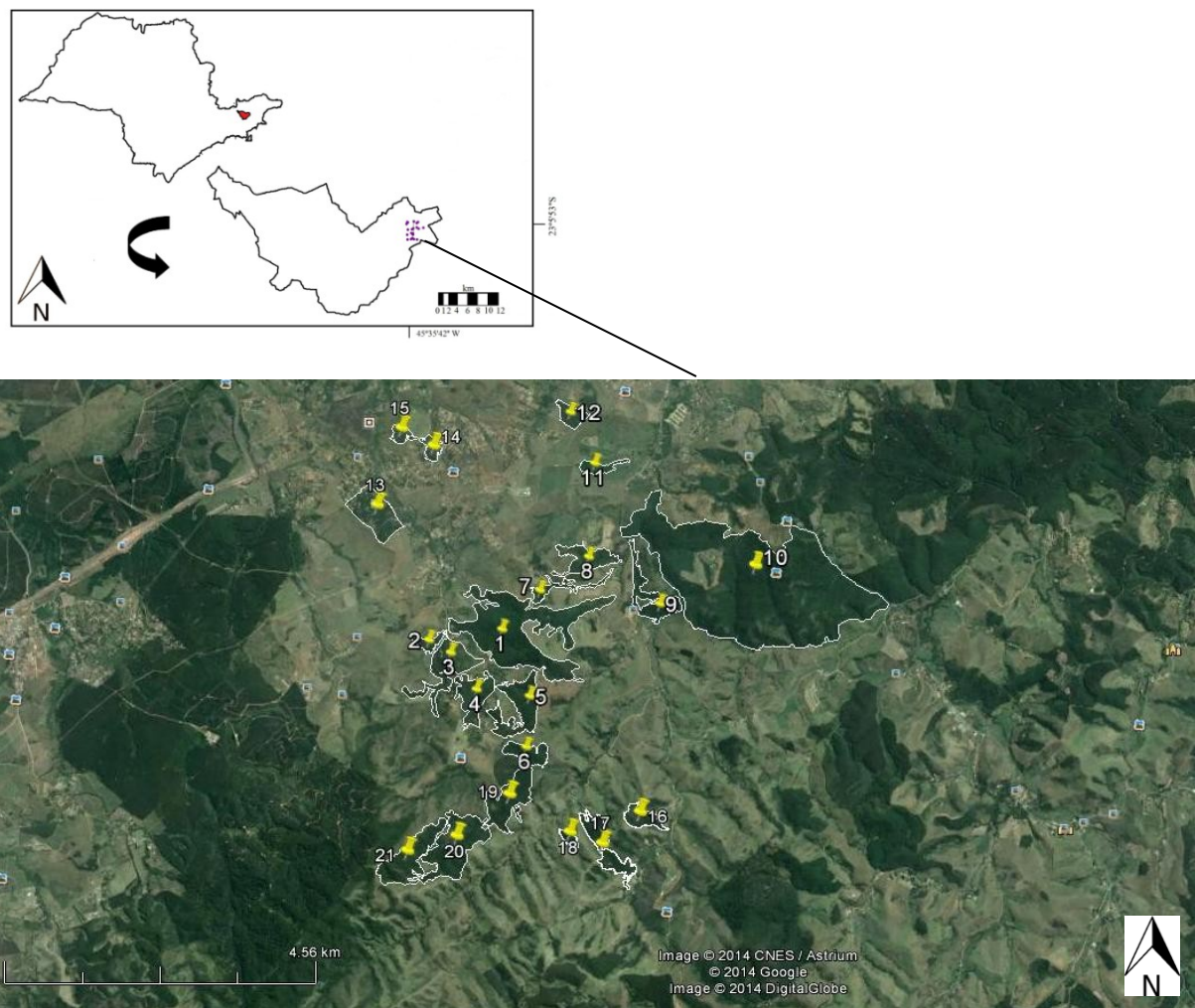


Figura 1- Acima: estado de São Paulo destacando a localização de Taubaté e dos fragmentos amostrados em relação ao município. Abaixo: imagem de satélite mostrando os remanescentes. Fonte: Google Earth, 2014

Planejamento da amostragem e Análise estatística

Os fragmentos foram amostrados entre agosto de 2014 e julho de 2015, nos quais, foram percorridas trilhas das 8 às 12hrs e das 13 às 17hrs, utilizando-se o método do levantamento extensivo (broad surveys). O levantamento extensivo é indicado para amostrar grandes áreas geográficas em um relativo curto período de tempo. Em ambientes florestais, as observações são geralmente conduzidas em estradas ou trilhas já existentes, objetivando obter a distribuição geográfica de uma espécie, a abundância relativa em diferentes áreas e informações básicas sobre a idade e a composição das populações (NRC, 1981).

O número de visitas dependeu do tamanho do fragmento, de modo que, remanescentes com até 11 ha foram amostrados em 3 dias, os de tamanho entre 12 e 35 ha em 4 dias, e os maiores que 35 ha em 5 dias. As amostragens foram concluídas em 84 dias de campo, 7 por mês, com um esforço amostral de 672 horas. Para prevenir tendenciosidade nas amostragens, uma vez que, são 21 fragmentos e 7 foram amostrados por mês, foi realizada aleatorização das visitas ao longo dos meses. As trilhas percorridas em cada fragmento foram plotadas com auxílio de GPS, na imagem de satélite, para verificar a efetividade da amostragem e garantir que a área total de cada remanescente fosse visitada.

Para a etapa inicial, de presença/ausência da espécie, esta foi considerada presente no fragmento quando houve registro direto (visual ou auditivo) ou indireto (fezes). Quando a presença da espécie foi confirmada em um remanescente, a etapa seguinte foi a de levantamento populacional, na qual, a cada avistamento, era anotado o número de indivíduos e sua classificação sexo-etária segundo Mendes (1989). Em seguida, foi calculada a abundância de bugios por fragmento, utilizando-se a taxa de encontros (número de indivíduos avistados/10 km percorridos), durante as amostragens em cada remanescente (Lopes e Ferrari, 2000).

As métricas da paisagem consideradas foram: área do fragmento; grau de isolamento, tanto a distância do fragmento mais próximo (DFP), como a distância média de todos os fragmentos do entorno (DMF) em um raio de 1 km; índice de forma (SHAPE); área da borda e área central do remanescente. O índice de forma foi calculado a partir da fórmula: $(\text{Perímetro}/\sqrt{\text{Área}})/4$ (Volotão, 1998). A área da borda foi calculada pela fórmula: $(\text{Perímetro} \times \text{Extensão da borda})$ (Volotão, 1998). A extensão da borda, por sua vez, foi considerada igual a 35 m, segundo Rodrigues (1998). A área central do remanescente foi obtida pela fórmula: $(\text{Área do fragmento} - \text{Área da borda})$ (Volotão, 1998). Foi testada por meio da Correlação de Spearman a existência de multicolinearidade entre as variáveis independentes,

a fim de evitar a redundância destas. Como as variáveis DFP e DMF estavam correlacionadas, apenas a distância média dos fragmentos do entorno (DMF) foi considerada. Do mesmo modo, como as variáveis área do fragmento, área da borda e área central do remanescente estavam correlacionadas, apenas a primeira foi considerada. As métricas da paisagem foram analisadas no *software* ArcGIS 9.3 (ESRI, 2008).

Como os fragmentos amostrados são próximos, foi testada a existência de autocorrelação espacial por meio do *c-hat* no *software* R 3.2.2 (RDCT, 2015). O *c-hat* é uma medida de dispersão dos dados, nos quais valores maiores que 1 indicam sobreposição no modelo. Como para este estudo foi encontrado um valor de $c-hat = 1.12$, indicando, portanto, sobreposição moderada (<4) (Mazarolle, 2009) e um bom ajuste dos dados ao modelo de ocupação pelo bugio, optou-se por não excluir fragmentos da amostra, uma vez que não comprometiam a independência dos resultados.

Para analisar as possíveis relações da configuração da paisagem com a ocupação dos fragmentos, foi utilizada a regressão logística múltipla, na qual, a variável independente são as métricas da paisagem e a variável dependente, a presença e a ausência do bugio-ruivo. Para obter a associação entre as variáveis da paisagem e a abundância, utilizou-se a regressão linear múltipla. As análises foram realizadas no *software* BioEstat v. 5.0 (Ayres *et al.*, 2005). Uma vez que houve registros ($n=3$) de deslocamento de bugios, pelo chão, entre fragmentos, considerou-se que as populações encontradas nos distintos remanescentes estejam organizadas em um sistema metapopulacional.

RESULTADOS

Dos 21 fragmentos amostrados, o bugio-ruivo esteve presente em 57,14% ($n=12$) dos remanescentes. O número de avistamentos em cada fragmento variou de 8 a 23 registros (Figura 2).

Foi encontrada associação positiva entre a presença deste primata e a área do fragmento (Regressão logística múltipla; $Chi^2=1.16$; $P=0.00$; $N=21$). Não foi obtida relação da ocupação com a distância média dos fragmentos do entorno (DMF) ($Chi^2=1.19$; $P=0.31$) e nem com o índice de forma (SHAPE) ($Chi^2=0.53$; $P=0.37$) (Tabela 1).

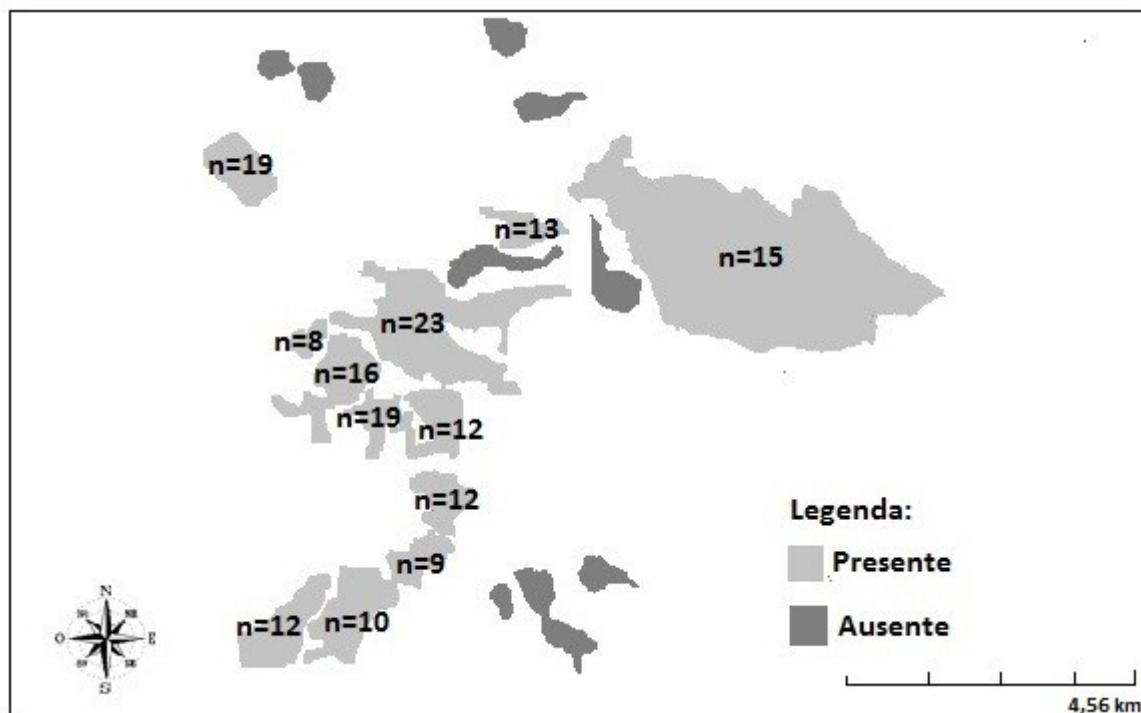


Figura 2- Fragmentos com presença (n=12) e ausência (n=9) do bugio-ruivo (*Alouatta guariba clamitans*) e o número de avistamentos por remanescente em Taubaté, SP.

Tabela 1- Associação entre as variáveis preditoras da paisagem com a presença do bugio-ruivo (*Alouatta guariba clamitans*) nos remanescentes florestais (N=21), em Taubaté, SP. *P-valor em negrito indica significância estatística

Variáveis preditoras	Valor do Chi ² (Regressão linear Múltipla)	P-valor
Área do fragmento	1.16	*0.00
Distância média dos fragmentos do entorno (DMF)	1.19	0.31
Índice de Forma (SHAPE)	0.53	0.37

As distâncias do fragmento mais próximo variaram entre 10 e 1500 m (Média ± Erro Padrão= 167,33 ± 74,45m), sendo inferiores a 100 m em 70% dos remanescentes. Já as distâncias médias dos fragmentos do entorno, variaram de 10 a 854 m (Média ± Erro Padrão= 357,9 ± 51,6m), sendo que 70% dos remanescentes apresentaram DMF inferiores a 500 m.

A espécie ocupou fragmentos com tamanho médio de 73,5 ha (6,9 ha a 460 ha), enquanto que o tamanho médio dos não ocupados foi de 15,4 ha (4,1 ha a 26,5 ha) (Tabela 2).

Houve uma tendência de ocupação pelo bugio-ruivo de remanescentes mais conectados e menos alongados, mas, não foi significativa.

Tabela 2- Área dos remanescentes em hectares (N=21), distância média dos remanescentes do entorno (DMF) em metros, distância do fragmento mais próximo (DFP) em metros e abundância populacional (indivíduos/10km) de bugios-ruivos *Alouatta guariba clamitans* nos 12 fragmentos ocupados pela espécie, em Taubaté, SP

Fragmento	Área (ha)	DMF (m)	DFP (m)	Abundância populacional
1	140	248	26	9.20
2	6.9	90	11	12.6
3	36.4	80	12	14
4	26.1	128	15	19.5
5	38	367	15	11.8
6	14.3	330	36	16
7	11	205	21	-
8	22.9	269	22	17.5
9	26.5	265	42	-
10	460	478	42	3.8
11	11	699	495	-
12	10.9	561	495	-
13	37.1	854	1000	22.5
14	7.8	471	42	-
15	7.0	393	42	-
16	12.3	550	330	-
17	25.7	259	168	-
18	4.1	606	168	-
19	33.7	643	10	15.5
20	52	10	10	10.4
21	37.3	10	12	12.8

A abundância populacional de bugios-ruivos variou de 3,8 à 22,5 e apresentou associação negativa com a área do fragmento (Regressão linear múltipla; $F=5.78$; $r^2=-0.53$; $P=0.03$; $N=12$) (Figura 3).

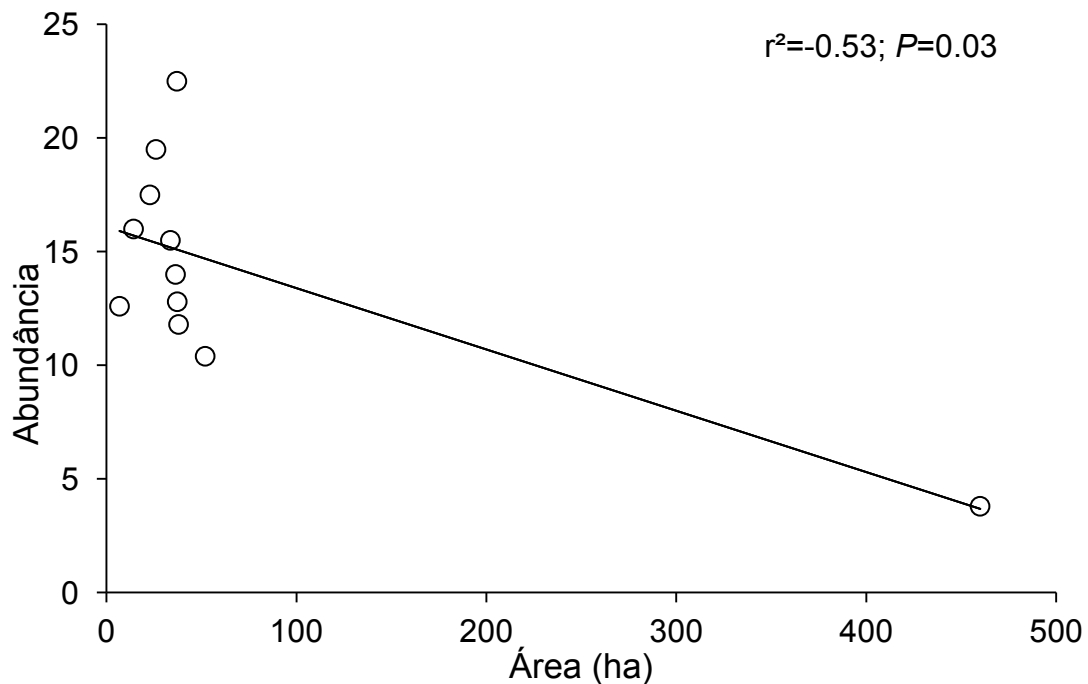


Figura 3 – Associação entre a abundância (indivíduos/10km) de bugios-ruivos e a área (em hectares) de 12 remanescentes em Taubaté, SP

Não foi obtida associação entre a abundância e o índice de forma ($F=1.54$; $r^2=0.05$; $P=0.24$) e nem entre a abundância e a distância média dos fragmentos do entorno ($F=0.07$; $r^2=-0.18$; $P=0.47$).

DISCUSSÃO

O percentual de ocupação de fragmentos obtido neste estudo, de 57%, foi compatível ao encontrado por outros autores para o gênero *Alouatta* em paisagens fragmentadas, como para *A. palliata* com 60% (Estrada e Coates-Estrada, 1996). De forma semelhante à paisagem deste estudo, os fragmentos analisados por esses autores eram de tamanhos variáveis (de 2 ha a 1000 ha), em condições isoladas e com intensa conversão da floresta nativa em sistemas agrícolas, como plantações de cacau e de café. Para *A. pigra* foi encontrado um percentual de ocupação de 50% (Estrada *et al.*, 2002) em uma paisagem com um grau de fragmentação maior do que o observado na área deste estudo, com pequenas manchas de 1 a 86 ha. Para *A. guariba clamitans* reporta-se 60% de ocupação, com a espécie presente em manchas de no mínimo 2 ha (Ribeiro e Bicca-Marques, 2005).

A presença da espécie na maior parte dos remanescentes pode ser favorecida pela baixa presença humana e atividades pouco impactantes nos fragmentos e na matriz (Ribeiro e

Bicca-Marques, 2005; Fortes, 2008). No entanto, o avanço das plantações de eucalipto e a conversão de florestas em pastagens na região deste estudo, não sustenta essa predição. É possível, portanto, que a presença da espécie nos fragmentos se deva em parte pelo seu considerável grau de tolerância ecológica (Grande, 2012). Em particular, a flexibilidade na dieta, permitindo aos bugios serem frugívoros quando possível e folívoros quando necessário, pode explicar a persistência das espécies do gênero *Alouatta* em uma ampla variedade de habitats, conforme relatado na literatura (Estrada e Coates-Estrada, 1996; Crockett, 1998; Estrada, *et al.*, 2002; Ribeiro e Bicca-Marques, 2005). No entanto, a ocupação de paisagens fragmentadas pelos primatas, relaciona-se não somente com o nível de exigência ecológica das espécies, ou seja, se essas são tolerantes ou não aos diferentes graus de distúrbio ambiental (Feagle *et al.*, 1999). A ocupação dos remanescentes pode ser resultado também de diferentes processos históricos aos quais as áreas estão expostas (Laurence *et al.*, 1998), como a pressão da caça sobre os animais ou o avanço da fragmentação (Grande, 2012).

O fato de *A. guariba clamitans* estar presente na maior parte dos remanescentes, por um lado é um bom indicativo do sucesso da espécie nessa paisagem (Mandujano e Estrada, 2005). No entanto, por outro lado, uma avaliação mais detalhada, considerando outros fatores, como a capacidade suporte das diferentes áreas e a probabilidade de extinção das populações (vide artigo 2), pode demonstrar limitações para a conservação da espécie em longo prazo. Além disso, como as distâncias entre os fragmentos da área de estudo são inferiores aos limiares de deslocamento citado para bugios, como para *A. palliata* de até 654m (Mandujano *et al.*, 2004), a presença da espécie em um remanescente não implica na estabilidade em longo prazo das populações locais, podendo ocorrer uma dinâmica baseada em processos de extinção e recolonização (Hanski, 1999).

O tamanho do remanescente parece ser o principal fator limitante para as populações em habitats fragmentados, provavelmente porque o tamanho da mancha está positivamente relacionado com a disponibilidade de alimentos e negativamente relacionado às pressões antropogênicas, estresse fisiológico e carga parasitária (Arroyo-Rodríguez e Dias, 2009). Neste estudo, a área do fragmento foi a única variável preditora que explicou a presença das populações de bugios ao longo da paisagem. Essa influência já era esperada, considerando-se as predições da teoria de metapopulações (Hanski, 1999), segundo a qual, áreas maiores suportam maior número de indivíduos. Além disso, essa associação entre tamanho da área na probabilidade de ocupação de fragmentos florestais pelo gênero *Alouatta* foi encontrada em diversos outros estudos (Estrada e Coates-Estrada, 1996; Mandujano e Estrada, 2005; Arroyo-Rodríguez *et al.*, 2008; Fortes, 2008; Arroyo-Rodríguez e Dias, 2009).

Poucos autores não obtiveram influência da área na ocupação de fragmentos pelos bugios. Em um desses estudos, na Argentina, três manchas de floresta (de 5-10 ha) foram desmatadas e reduzidas em 32,1% e, apesar disso, o tamanho da população de *A. caraya* permaneceu inalterado (Kowalewski e Zunino, 1999). Da mesma forma, em outro estudo no México, os autores analisaram 44 remanescentes, de 1,9 a 86 ha, e descobriram que fragmentos florestais com e sem *A. pigra* não diferiram em tamanho (Estrada *et al.*, 2002). Esses resultados contrastantes podem ser devido ao pequeno tamanho amostral, como no caso do primeiro estudo, ou o resultado da história da fragmentação (por exemplo, efeitos de amostragem, idade de isolamento e fatores locais, tais como processos recentes de compensação e de caça), que poderiam mascarar o efeito da área de habitat nas populações de bugios (Arroyo-Rodríguez e Dias, 2009). Além disso, para ambos os estudos, é razoável presumir que não há remanescentes de fato grandes, de modo que o efeito da área do remanescente poderia não se fazer presente.

As populações aqui estudadas também estiveram presentes em remanescentes pequenos, de 6,9 ha e 14,3 ha. A presença do bugio-ruivo nesses remanescentes corrobora a ideia de uma possível configuração metapopulacional, na qual os bugios fazem uso de áreas florestais adjacentes, por meio da transposição da matriz interagindo com populações de outros fragmentos (Mandujano *et al.*, 2004; Grande, 2012). Em paisagens fragmentadas, frequentemente as espécies do gênero *Alouatta* utilizam mais de uma área, explorando manchas vizinhas. Por exemplo, quando um fragmento é pequeno, mas também é muito próximo a outro, com recursos complementares, os indivíduos podem usar vários desses remanescentes para atender suas necessidades alimentares (Fortes, 2008). Esse padrão foi observado neste estudo, no qual os mesmos grupos foram vistos explorando mais de um remanescente. Um padrão semelhante de uso de vários fragmentos foi observado por Mandujano *et al.* (2006), em grupos de *A. palliata* que habitavam manchas pequenas, porém próximas, de 3 ha, no México.

Essas observações destacam tanto a capacidade de bugios de explorar remanescentes florestais pequenos, como a habilidade do gênero de se deslocar entre fragmentos florestais (Bicca-Marques, 2003). A conservação de fragmentos pequenos pode facilitar a recuperação de florestas primárias pelo crescimento da vegetação secundária (Chiarello, 2000). Além disso, pequenos remanescentes mesmo isolados são importantes para a conservação, já que são refúgios da fauna, apresentam riqueza persistente ao longo do tempo, podem ser base para projetos de reintrodução (Grande, 2012) e podem funcionar como corredores ecológicos, ao facilitar o deslocamento das espécies (Arroyo-Rodríguez e Dias, 2009). Neste estudo, embora

na maior parte dos fragmentos considerados pequenos (≤ 11 ha) e médios (12 a 35 ha), o bugio-ruivo não esteve presente, esses remanescentes estão funcionando como corredor ecológico, permitindo à espécie o deslocamento ao longo da paisagem, viabilizando o estabelecimento da configuração metapopulacional, e permitindo a obtenção de recursos alimentares complementares.

Não foi obtida relação entre grau de isolamento e ocupação de remanescentes pelos bugios, contrariando as previsões da teoria de metapopulações (Hanski, 1999), porém, concordando com o observado por outros autores em paisagens fragmentadas (Arroyo-Rodríguez e Dias, 2009; Arroyo-Rodríguez e Mandujano, 2009). O fato do grau de isolamento para *Alouatta* não ser um forte preditor da ocupação de remanescentes poderia, por um lado, ser resultado de problemas metodológicos associados as métricas utilizadas para descrever o isolamento da área (Arroyo-Rodríguez e Mandujano, 2009). A maioria dos estudos de fragmentação com bugios utilizam a distância do fragmento mais próximo, ou a distância média dos fragmentos do entorno, ambas utilizadas também neste estudo. Essas métricas, no entanto, podem subestimar os efeitos do isolamento, pois não consideram a presença de remanescentes pequenos de vegetação, ou até mesmo árvores isoladas na matriz, que podem proporcionar alimento e facilitar o deslocamento entre áreas (Arroyo-Rodríguez e Dias, 2009).

Por outro lado, a ausência de significância estatística pode estar relacionada com a capacidade dos bugios em se deslocarem entre fragmentos florestais (Arroyo-Rodríguez e Dias, 2009). Para *A. palliata*, as estimativas de dispersão, por meio de uma matriz agrícola, mostraram que em 70% dos registros a espécie se deslocou por distâncias inferiores a 100 m, embora possa deslocar-se por distâncias maiores. De modo geral, primatas não transitam pela matriz e entre fragmentos aleatoriamente, já que a configuração espacial das manchas e a natureza da matriz são críticas para uma dispersão bem sucedida (Mandujano *et al.*, 2004). Particularmente neste estudo houveram 3 registros visuais de deslocamento de bugios pelo chão, entre remanescentes próximos, reforçando uma configuração em um sistema metapopulacional. Assim, embora seja uma paisagem que foi fragmentada, a configuração espacial das manchas permitiu a permanência da espécie na região, pelo menos em curto prazo. Alguns estudos relatam que a frequência de deslocamento de primatas pela matriz, tende a aumentar na medida em que a distância entre fragmentos diminui, baseando-se nos preceitos da biogeografia de ilhas (Estrada e Coates-Estrada, 1996; Pozo-Montuy *et al.*, 2011).

Quanto ao índice de forma, não foi obtida relação entre essa variável e a presença dos bugios nos remanescentes. Sabe-se que a fragmentação de habitats pode aumentar a quantidade total de bordas, por meio do incremento da relação perímetro/área, isto é, moldando a complexidade do remanescente. A princípio, um maior número de bordas poderia ser visto como algo negativo para a permanência das espécies de *Alouatta* em paisagens fragmentadas, no entanto, esse incremento oferece não apenas desvantagens, como também vantagens para os bugios (Arroyo-Rodríguez e Dias, 2009). Uma das vantagens é que manchas alongadas e, portanto, com mais bordas, podem ser colonizadas mais facilmente do que manchas compactas. Isso se deve ao fato de que aumenta a probabilidade do remanescente ser encontrado por um indivíduo ao deslocar-se, seja pela oportunidade (Ewers e Didham, 2006) ou de forma deliberada (Boinski e Garber, 2000).

Outra vantagem pode estar relacionada com a habilidade dos bugios em explorar recursos alimentares de espécies vegetais secundárias, predominantemente encontradas na borda (Marsh, 2003). A proliferação da vegetação secundária em pequenas manchas foi sugerida como um fator adicional, que pode ajudar a manter elevadas abundâncias de bugios (Kowalewski e Zunino, 1999). Uma desvantagem é que a forma irregular das manchas favorece os denominados “efeitos de borda”, afetando a composição e a estrutura da vegetação dentro do fragmento, o que poderia, por sua vez, diminuir a disponibilidade de alimentos para os bugios. Sabe-se que as mudanças na vegetação em ambientes altamente degradados podem afetar a distribuição e a abundância dos primatas. Para *Alouatta*, sua presença e abundância têm sido positivamente correlacionadas com a diversidade, abundância e área basal de recursos alimentares importantes (Fortes, 2008; Arroyo-Rodríguez e Dias, 2009). Portanto, essas vantagens ou pelo menos a habilidade dos bugios em lidar com as desvantagens da forma dos remanescentes, podem explicar a ausência de relação obtida entre o índice de forma e a ocupação das áreas.

Já à associação negativa, encontrada entre a abundância populacional de bugios e a área do fragmento, corrobora a tendência sugerida por outros autores, de se observar abundâncias elevadas e grupos maiores em fragmentos menores (Mendes-Pontes, 1999; Jardim, 2005; Fortes, 2008). Resultados semelhantes foram obtidos em florestas tropicais, para *A. palliata*, *A. pigra*, *A. seniculus* e *A. caraya*, nas quais a densidade da população era maior em manchas menores e isoladas (Arroyo-Rodríguez e Dias, 2009). Esse padrão poderia estar relacionado com um viés na amostragem, já que as espécies, mesmo quando presentes em uma área, podem não ser detectadas, de modo que a detectabilidade de primatas é maior em remanescentes pequenos (Steinmetz, 2001). No entanto, essa associação negativa tem sido

atribuída não apenas à detectabilidade, mas também a fatores como grandes distâncias entre remanescentes e maiores riscos para a dispersão (Jardim, 2005). Segundo essa ideia, se o isolamento reduz as oportunidades de emigração, elevadas abundâncias ou grupos maiores poderiam ser formados em remanescentes pequenos e isolados. Contudo, como neste estudo os fragmentos menores estão relativamente próximos, essa explicação não é satisfatória.

Outra possível explicação, e que poderia contemplar melhor o cenário deste estudo, é a baixa abundância e a menor diversidade de competidores e predadores que existe em fragmentos pequenos (González-Solís *et al.*, 2002). Em particular, a baixa abundância de predadores, pode aumentar a probabilidade de recrutamento em espécies mais adaptadas a lidar com os efeitos negativos da fragmentação (Bicca-Marques, 2003). Assim, o efeito regulador que predadores naturais exercem nas populações de bugios pode ser menos intenso em habitats fragmentados, já que predadores de grande porte, como aves de rapina e felinos, são geralmente os primeiros a desaparecerem em áreas antropizadas. Essa ausência tem sido sugerida como um fator que contribui para as altas densidades/abundâncias populacionais de bugios que vivem em pequenas manchas (Arroyo-Rodríguez e Dias, 2009).

Entretanto, se por um lado a fragmentação do habitat pode afetar negativamente a presença de populações de grandes predadores, por outro lado, nestes mesmos habitats, frequentemente há um aumento no número de canídeos silvestres e domésticos (May e Norton, 1996). Assim, o deslocamento pelo chão expõe os indivíduos, especialmente os menos experientes a cães domésticos, provavelmente os maiores predadores de bugios em paisagens agrícolas fragmentadas (Chiarello, 2003). Embora a hipótese de um aumento de mesopredadores em remanescentes pequenos precise ser melhor investigada, sugere-se que primatas estejam mais vulneráveis em ambientes abertos, tais como aqueles presentes em paisagens fragmentadas (Arroyo-Rodríguez e Dias, 2009). Adicionalmente, é preciso considerar a possibilidade de que altas abundâncias podem ser apenas resultado do pequeno tamanho dos fragmentos, e não evidência de uma maior adaptação da espécie por tais habitats. Isso é particularmente verdadeiro para espécies capazes de sobreviver em áreas domiciliares pequenas, como o bugio (Fortes, 2008; Arroyo-Rodríguez e Dias, 2009).

Neste estudo, a variável área do fragmento foi a mais importante, demonstrando ser fundamental sua incorporação na elaboração de modelos preditivos da ocorrência do bugio-ruivo. Os resultados sugerem também que, tão importante quanto a manutenção dos remanescentes florestais considerados grandes neste estudo (>35 ha), é a manutenção dos pequenos e médios fragmentos. Já que, áreas aqui consideradas pequenas (até 11 ha) e médias (de 12 a 35 ha) estão servindo para as populações, como corredor, permitindo a dispersão e o

deslocamento entre fragmentos. Assim, a conservação das populações de *A. guariba clamitans* na região depende criticamente da manutenção dos remanescentes estudados.

REFERÊNCIAS

Arroyo-Rodríguez, V. & Dias, P. A. D. (2009). Effects of habitat fragmentation and disturbance on howler monkeys: a review. *American Journal of Primatology*, 72(1), 1-16.

Arroyo-Rodríguez, V. & Mandujano, S. (2009). Conceptualization and measurement of habitat fragmentation from the primates' perspective. *International Journal of Primatology*, 30(3), 497-514.

Arroyo-Rodríguez, V., Mandujano, S. & Benítez-Malvido, A. J. (2008). Landscape attributes affecting patch occupancy by howler monkeys (*Alouatta palliata mexicana*) at Los Tuxtlas, México. *American Journal of Primatology*, 70, 69-77.

Ayres, M., Ayres Jr. M., Ayres, D. L. & Santos, A. A. S. (2005). *BioEstat: Aplicações Estatísticas nas Áreas das Ciências Bio-médicas*. Belém, Sociedade Civil Mamirauá, MCT, Imprensa Oficial do Estado do Pará. 324 p.

Bicca-Marques, J. C. (2003). How do howler monkeys cope with habitat fragmentation?. In: Marsh, L. K. (Ed.). *Primates in Fragments: Ecology and Conservation*. (pp. 283-303). Springer US.

Boinski, S. & Garber, P. A. (2000). *On the move: how and why animals travel in groups*. Chicago: University of Chicago Press.

Chapman, C. A., Lawes, M. J., Naughton-Treves, L. & Gillespie, T. R. (2003). Primate survival in community-owned forest fragments: Are metapopulation models useful amidst intensive use?. In: Marsh, L. K. (Ed.) *Primates in fragments: ecology and conservation*. (pp. 63-78). New York: Kluwer Academic/ Plenum Publishers.

Chiarello, A. G. (2000). Conservation value of a native forest fragment of a region of extensive agriculture. *Revista Brasileira de Biologia*, 60(2), 234-247.

Chiarello, A. G. (2003). Primates of the Brazilian Atlantic Forest. In Marsh, L.K. (Ed.), *Primates in Fragments: Ecology and Conservation* (pp. 99-121). New York, Kluwer Academic/Plenum Publishers.

Crockett, C. M. (1998). Conservation Biology of the Genus *Alouatta*. *International Journal of Primatology*, 19(3), 549-578.

Environmental Systems Research Institute (ESRI). (2008). *ArcGis Professional Gis for the desktop*. Versão 9.3.

- Estrada, A. & Coates-Estrada, R. (1996). Tropical rain forest fragmentation and wild populations of primates at Los Tuxtlas, Mexico. *International Journal of Primatology*, 17(5), 759-783.
- Estrada, A., Mendoza, A., Castellanos, L., Pacheco, R., Van Belle, S. & García, Y & Muñoz, D. (2002). Population of the black howler monkey (*Alouatta pigra*) in a fragmented landscape in Palenque, Chiapas, México. *American Journal of Primatology*, 58(2), 45-55.
- Ewers, R. M. & Didham, R. K. (2006). Confounding factors in the detection of species responses to habitat fragmentation. *Biol Rev*, 81, 117-142.
- Fahrig, L. (2002). Effect of habitat fragmentation on the extinction threshold: a synthesis. *America*, 12(2), 346-353.
- Fahrig, L. (2003). Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics*, 34, 487-515.
- Feagle, J. G., Janson, C. H. & Reed, K. E. (1999). Spatial and temporal scales in primate community structure. In: Feagle, J. G., Janson, C. H. e Reed, K. E (Eds.), *Primate Communities* (pp.284-288). UK: Cambridge University Press.
- Fortes, V. B. (2008). *Ecologia e comportamento do bugio-ruivo Alouatta guariba clamitans (Cabrera, 1940) em fragmentos florestais na depressão central do Rio Grande do Sul, Brasil*. 145p. Tese (Doutorado em Zoologia) - PUC, Porto Alegre, 2008.
- González-Solís, J., Guix, J. C., Mateos, E. & Llorens, L. (2002). Density estimates, group size and habitat use of monkeys (Mammals: Cebidae). In: Mateos, E., Guix, J. C., Serra, A. e Pisciotto, K. (Eds.), *Censuses of vertebrates in a Brazilian Atlantic rainforest area: the Paranapiacaba fragment*. (pp. 111-125). Barcelona, Universitat de Barcelona.
- Grande, T. O. (2012) *Ocupação de fragmentos florestais e uso da matriz por primatas na paisagem urbana de Goiânia, Goiás*. 84 p. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Evolução) – Universidade Federal de Goiás, Goiás, 2012.
- Hanski, I. (1998). Metapopulation dynamics. *Nature*, 396, 41-49.
- Hanski, I. (1999). Habitat connectivity, habitat continuity, and metapopulation in dynamic landscapes. *Oikos*, 87(2), 209-219.
- Hanski, I. & Gilpin, M. E. (1997). *Metapopulation Biology*. San Diego, CA: Academic Press, 512 p.
- Jardim, M. M. A. (2005). *Ecologia populacional do bugio-ruivo nos municípios de Porto Alegre e Viamão, RS, Brasil*. 114 p. Tese (Doutorado em Ecologia) - UNICAMP, Campinas, 2005.
- Koppen, W. (1948). Climatologia: con un estudio de los climas de la tierra. *Fondo de Cultura Económica*. 479 p.

- Kowalewski, M. M. & Zunino, G. E. (1999). Impact of deforestation on a population of *Alouatta caraya* in northern Argentina. *Folia Primatologica*, 70, 163–166.
- Laurance W. F., Ferreira, L. V., Rankin-de-Merona, J. M., Laurance, S. G., Hutchings, R. & Lovejoy, T. E. (1998). Effects of forest fragmentation on recruitment patterns in Amazonian tree communities. *Conservation Biology*, 12(2), 460–464.
- Laurence, W. F. & Williamson, G. B. (2001). Positive feedbacks among forest fragmentation, drought, and climate change in the Amazon. *Conservation Biology*, 15(6), 1529-1535.
- Lindenmayer, D. B. & Fischer, J. (2006). *Habitat Fragmentation and Landscape Change: an Ecological and Conservation Synthesis*. Ed. Island Presse, EUA. 328 p.
- Lopes, M. A.; Ferrari, S. F. (2000) Effects of Human Colonization on the Abundance and Diversity of Mammals in Eastern Brazilian Amazonia. *Conservation Biology*, 14(6), 1658-1665.
- Mandujano, S., Escobedo-Morales, L. A. & Palacios-Silva, R. (2004). Movements of *Alouatta palliata* among forest fragments in Los Tuxtlas, Mexico. *Neotropical Primates*, v. 12(3), 126-131.
- Mandujano, S. & Estrada, A. (2005). Detección de umbrales de área y distancia de aislamiento para la ocupación de fragmentos de selva por monos aulladores, *Alouatta palliata*, en Los Tuxtlas, México. *Universidad y Ciencia*, v. Número Especial II, p. 11-21.
- Mandujano, S., Escobedo-Morales, L. A., Palacios-Silva, R., Arroyo-Rodríguez, V. & Rodríguez-Toledo, E. M. (2006). A metapopulation approach to conserving the howler monkey in a highly fragmented landscape in Los Tuxtlas, Mexico. In: Estrada, A., Garber, P. A., Pavelka, M. & Luecke, L. (Eds.) *New perspectives in the study of Mesoamerican primates: distribution, ecology, behavior and conservation*. New York: Kluwer Academic/Plenium Publishers. p 513–538.
- Marsh, L. (2003). The nature of fragmentation. In: Marsh, L. (Ed.), *Primates in Fragments: Ecology and Conservation*. (pp. 1-10). New York, Kluwer.
- May, S. A. & Norton, T. W. (1996). Influence of fragmentation and disturbance on the potential impact of feral predators on native fauna in Australian forest ecosystems. *Wildlife Research*, 23(4), 387–400.
- Mazerolle, M. J, (2009). Estimate Dispersion for Poisson and Binomial GLM's and GLMM's. In: R Development Core Team (2015). *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- Mendes, S. L. (1989). Estudo ecológico de *Alouatta fusca* (Primates, Cebidae) na Estação Biológica de Caratinga, MG. *Revista Nordestina de Biologia*, 6(2), 71-104.
- Mendes, S. L.; Rylands, A. B.; Kierulff, M. C. M. & de Oliveira, M. M. (2008). *Alouatta guariba*. In: IUCN Red List of Threatened Species, version 2010.2. Disponível em www.iucnredlist.org. Acessado em 10/04/2016.

- Mendes-Pontes, A. R. (1999). Environmental determinants of primate abundance in Maracá island, Roraima, Brazilian Amazonia. *Journal of Zoology*, 247, 189-199.
- Ministério do Meio Ambiente (MMA). (2003). *Fragmentação de Ecossistemas: Causas, efeitos sobre a biodiversidade e recomendações de políticas públicas*. Brasília: MMA. 508 p.
- Murcia, C. (1995). Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. *Trends Ecology and Evolution*, 10(2), 58-62.
- National Research Council (NRC). (1981). *Techniques for the Study of Primate Population Ecology*. Washington, National Academy Press. 233 p.
- Nunn, C. L. (1999). The number of males in primate social groups: a comparative test of the socioecological model. *Behavioral Ecology and Sociobiology*, 46(1), 1-13.
- Onderdonk, D. A. & Chapman, C. A. (2000). Coping with forest fragmentation: the primates of Kibale National Park, Uganda. *International Journal of Primatology*, 21(4), 587-611.
- Ostro, L. E. T., Silver, S. C., Koontz, F. W., Horwich, R. H. & Brockett, R. (2001). Shifts in a social structure of black howler (*Alouatta pigra*) groups associated with natural and experimental variation in population density. *International Journal of Primatology*, 22(5), 733-748.
- Pozo-Montuy, G. & Serio-Silva, J. C. (2007). Movement and resource use by a group of *Alouatta pigra* in a forest fragment in Balancán, Mexico. *Primates*, 48, 102-107.
- Pozo-Montuy, G., Serio-Silva, J. C. & Bonilla-Sánchez, Y. M. (2011). Influence of the landscape matrix on the abundance of arboreal primates in fragmented landscapes. *Primates*, 52, 139-147.
- Portaria MMA, Nº 444 (2014). Lista nacional oficial de espécies da fauna ameaçadas de extinção. Disponível em: http://www.icmbio.gov.br/portal/images/stories/biodiversidade/fauna-brasileira/avaliacao-do_risco/PORTARIA_N%C2%BA_444_DE_17_DE_DEZEMBRO_DE_2014.pdf. Acessado em: 10 de abril de 2014.
- Primack, R. B. (1998). *Essentials of conservation biology*. Sunderland, MA: Sinauer Associates. 660 p.
- R Development Core Team (2015). *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- Ribeiro, S. & Bicca-Marques, J. C. (2005). Características da paisagem e sua relação com a ocorrência de bugios-ruivos (*Alouatta guariba clamitans* Cabrera, 1940, Primates, Atelidae) em fragmentos florestais no Vale do Taquari, RS. *Natureza e Conservação*, 3(2), 65-78.
- Rodrigues, E. (1998). *Edge effects on the regeneration of fragments in south Brazil*. Cambridge, 172 p. (Dissertação), Harvard University, Inglaterra.
- Rodriguez-Toledo, E. M., Mandujano, S. & Gracia-Orduña, F. (2003). Relationships between characteristics of forest fragments and howler monkeys (*Alouatta palliata mexicana*) in

southern Veracruz, México. In: Marsh, L. K (Ed.). *Primates in fragments: ecology in conservation*. (pp.79-97). New York: Kluwer Academic/ Plenum publisher.

São Paulo (estado). (2014). Decreto Nº 60.133 de 7 de fevereiro de 2014. Declara as espécies da fauna silvestre ameaçadas de extinção, as quase ameaçadas e as deficientes de dados para avaliação no Estado de São Paulo e dá providências correlatas. Disponível em: <http://www.al.sp.gov.br/repositorio/legislacao/decreto/2014/decreto-60133-07.02.2014.html>. Acessado em 10 de abril de 2016.

Steinmetz, S. (2001). Densidade e conservação do bugio (*Alouatta fusca*) no Parque Estadual Intervales. *Neotropical Primates*, 9(62), 9-73.

Tews, J., Brose, U., Grimm, V., Tielborger, K., Wichmann, M. C., Schwager, M. & Jeltsch, F. (2004). Animal species diversity driven by habitat heterogeneity/diversity: the importance of keystone structures. *Journal of Biogeography*, 31, 79-92.

Volotão, C. F. S. (1998). *Trabalho de análise espacial - métricas do Fragstats*. 45 p. (Mestrado em Análise Espacial), INPE, São José dos Campos.

Wiens, J. A. (1997). Metapopulation dynamics and landscape ecology. In: Hanski, I., Gilpin, M. (Eds). *Metapopulation Biology – Ecology, genetics and evolution*. (pp. 43-62). Academic Press.

ARTIGO 2

Análise da viabilidade populacional de bugios-ruivos (*Alouatta guariba clamitans*), em uma paisagem fragmentada, Taubaté, SP

**Anne Sophie de Almeida e Silva¹; Vanessa Barbisan Fortes²;
Julio Cesar Voltolini³**

¹ Laboratório de Primatologia, PPG Biodiversidade Animal, Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, RS. annesophie.as@hotmail.com

² Laboratório de Primatologia, Departamento de Zootecnia e Ciências Biológicas/CESNORS, Universidade Federal de Santa Maria, Palmeira das Missões, RS.

³ Departamento de Biologia, ECOTROP (Grupo de Pesquisa e Ensino em Biologia da Conservação), Universidade de Taubaté, Taubaté, SP.

ARTIGO 2

Análise da viabilidade populacional de bugios-ruivos (*Alouatta guariba clamitans*), em uma paisagem fragmentada, Taubaté, SP

RESUMO

Estudos de análise de viabilidade populacional em áreas sujeitas a fortes pressões antrópicas são de grande importância para a conservação, auxiliando no manejo focado em fatores que ameaçam as populações. Os objetivos deste estudo foram: (1) Obter a probabilidade de extinção em 100 anos de populações de bugios-ruivos (*Alouatta guariba clamitans*) em fragmentos de Floresta Atlântica; (2) Identificar o tamanho populacional mínimo viável (PMV) e (3) A área mínima dos remanescentes para manter a PMV. Entre agosto de 2014 e julho de 2015, foram percorridas trilhas, das 8hrs às 17hrs, em 21 fragmentos florestais remanescentes, utilizando-se o levantamento extensivo, totalizando um esforço amostral de 84 dias de campo (672 horas). A presença do bugio foi confirmada em 12 fragmentos. Foram simulados cenários com migração entre fragmentos distantes até 50 m entre si e sem migração acima dessa distância, por meio de 1.000 iterações no VORTEX v. 10.1. Foram considerados diferentes tipos e frequências de catástrofes, como fragmentação (de 1 a 3% ao ano), eletrocussão (0-1%), ataque de cães domésticos (0-1%), atropelamento (0-0.5%) e caça (0-1%). Foi obtida uma probabilidade de extinção menor do que 10% para 50% (n=6) dos remanescentes, configurando um sistema metapopulacional. Os resultados sugerem que é essencial um manejo que garanta a conectividade e a proteção dos fragmentos contra catástrofes. Se as taxas dessas perturbações, como a fragmentação não aumentarem, pode-se esperar uma relativa estabilidade da metapopulação de bugios na região, com exceção de um remanescente isolado, de 37 ha, no qual a probabilidade de extinção atingiu 89%. Particularmente, para esse fragmento, o reforço populacional ou a translocação dos indivíduos é necessária, uma vez que a extinção dessa população é iminente.

Palavras-chave: *Alouatta*; AVP; Modelagem; População Mínima Viável; VORTEX

ARTICLE 2

Population Viability Analysis of brown howler monkeys (*Alouatta guariba clamitans*), in a fragmented landscape, Taubaté, SP

ABSTRACT

Analyses of population viability in areas under strong anthropic pressures are of great value to conservation, assisting in the management focused on factors that harm the populations. The aims of this study were: (1) Obtain the extinction probability, in 100 years, for populations of brown howler monkeys (*Alouatta guariba clamitans*) inhabiting remnants of Atlantic Rainforest in Taubaté, Southeast Brazil; Identify (2) the minimum viable population size (MVP), and (3) the minimum dynamic area (MDA). Between August 2014 and July 2015, from 8hrs until 17 hrs, we carried out broad surveys in 21 forest fragments, totalizing 84 field days (672 hours) of sampling effort. The presence of brown howler monkeys was confirmed in 12 fragments. Using the software Vortex v.10.1, through 1,000 iterations, we then

simulated scenarios considering the existence of migration between fragments distant up to 50 m from each other, and no migration above this distance. We considered different types and frequencies of catastrophes: fragmentation (1 to 3% per year), electrocution (0 to 1%), attacks by domestic dogs (0 to 1%), running over (0 to 0.5%), and hunting (0 to 1%). We obtained a probability of extinction smaller than 10% for 50% (n=6) of the forest remnants, configuring a metapopulation system. The results suggest that is essential ensuring connectivity and protection the fragments against catastrophes. If the rate of disorders, such as fragmentation, doesn't increase, we can expect a relative stability of the brown howler monkeys metapopulation in the region. The exception is the local population inhabiting an isolated fragment of 37 ha, for which the extinction seems to be imminent (89% of probability), unless some management measure (assuring population reinforcement) is taken.

Palavras-chave: *Alouatta*; PVA; Modeling; Minimum Viable Population; VORTEX

INTRODUÇÃO

O tamanho das populações é o resultado de fatores extrínsecos naturais, como habitat, predação, competição, doenças e catástrofes, e fatores intrínsecos, como fecundidade, mortalidade, imigração e emigração, os quais ajudam a determinar a tendência de longo prazo da dinâmica populacional (Cowlshaw e Dunbar, 2000). No entanto, fatores induzidos pelo homem, como caça, desmatamento e fragmentação, afetam negativamente a dinâmica populacional de muitas espécies de primatas (Mandujano e Escobedo-Morales, 2008). As perturbações humanas têm alterado, degradado e fragmentado paisagens em larga escala, ao converter florestas nativas em mosaicos de fragmentos. Essas perturbações introduzem uma série de novos fatores na história evolutiva das populações, e, em última análise, levam espécies e até mesmo comunidades inteiras à extinção (Myers *et al.*, 2000).

A diminuição das áreas nativas faz com que as populações de primatas concentrem-se em áreas pequenas, nas quais o tamanho é frequentemente um fator limitante para sua sobrevivência (Cowlshaw, 1999). Isso pode ser explicado pelo fato que fragmentos pequenos geralmente suportam pequenas populações, e conseqüentemente, estas têm maior probabilidade de extinção (Hanski, 1999). Adicionalmente, em paisagens fragmentadas, é especialmente evidente a relação entre a redução de habitat disponível e a diminuição da probabilidade de dispersão entre remanescentes (Chiarello, 2000). O isolamento reduz o fluxo gênico e promove o aumento no grau de parentesco entre indivíduos residentes de uma mesma mancha, tornando a população suscetível a problemas de endogamia, que podem levar ao seu desaparecimento (Oliveira e Oliveira, 1993).

A partir desse contexto, a Análise de Viabilidade Populacional (AVP), surge como uma abordagem analítica valiosa para propor recomendações de gestão, a fim de aumentar a

persistência das populações de primatas (Mandujano e Escobedo-Morales, 2008). Por meio da análise de viabilidade, é possível avaliar o efeito de diferentes variáveis em populações pequenas, e contribuir no estabelecimento de estratégias que reduzam a chance de extinção de uma dada população (Coulson *et al.*, 2001). Complementarmente, essas análises têm aumentado o conhecimento sobre os processos que podem levar espécies à extinção, fornecendo importantes diretrizes para o manejo e para a conservação (Paglia, 2003).

A utilização da AVP em estudos com primatas tem explorado diferentes abordagens. Em particular, o efeito dos parâmetros demográficos sobre o crescimento da população, tem sido usado como um índice para avaliar a importância de certas fases da vida para a conservação. Em um estudo no México, utilizou-se a AVP para obter a contribuição dos parâmetros demográficos no crescimento de populações de *Alouatta palliata mexicana*, e para comparar a probabilidade de extinção local da espécie em dois cenários, um de populações isoladas e outro metapopulacional (Mandujano e Escobedo-Morales, 2008). Na Costa Rica, a análise de viabilidade foi utilizada para auxiliar na compreensão dos efeitos da fragmentação em longo prazo, em populações de *A. palliata*, comparando também cenários com metapopulações e populações isoladas (Rodríguez-Matamoros *et al.*, 2012).

Na Argentina, um estudo de AVP, conduzido no *software* VORTEX, buscou examinar o impacto da febre amarela como uma catástrofe que afeta *A. guariba clamitans* (Agostini *et al.*, 2013). No Brasil, a maioria das análises de viabilidade em primatas foram realizadas com o mico-leão-dourado (*Leontopithecus rosalia*) (Kierulff, 1993; Paglia, 2003) e o miquiqui-do-norte (*Brachyteles hypoxanthus*) (Strier, 2000; Brito e Grelle, 2006). Esses estudos têm abordado as tendências demográficas passadas, para avaliar prováveis ameaças às populações, e têm projetado tendências populacionais futuras (Strier, 2000). As análises têm sido utilizadas também para obter o tamanho populacional mínimo viável, a área mínima e, principalmente, a persistência dessas populações em longo prazo (Paglia, 2003).

O bugio-ruivo, *Alouatta guariba clamitans*, é um dos maiores primatas do Novo Mundo, endêmico e dependente da Floresta Atlântica (Aguiar *et al.*, 2003). Atualmente, para o Brasil, sua classificação é considerada vulnerável ao ter suas populações diminuídas (Portaria MMA nº 444, 2014), principalmente como consequência da destruição e da fragmentação de seu habitat (Bicca-Marques, 2009). Esse cenário faz com que sejam urgentes ações de conservação, que forneçam informações sobre o estado atual das populações, e as principais ameaças as quais a espécie está sujeita. A conservação do bugio-ruivo depende criticamente do desenvolvimento e implementação de planos de gestão eficazes, que

aumentem a probabilidade de persistência de suas populações em médio e longo prazo (Agostini *et al.*, 2013).

Assim, este estudo teve por objetivos gerais, produzir estimativas de probabilidade de persistência de populações de bugios-ruivos, em remanescentes florestais, e propor ações de manejo para a conservação da espécie em Taubaté, SP. Os objetivos específicos foram: (1) Estimar as chances de persistência dessas populações; (2) Identificar o tamanho populacional mínimo viável (PMV) para a manutenção da espécie nos diferentes fragmentos; (3) Estimar a área mínima dos remanescentes para manter a PMV. A hipótese testada neste artigo foi que fragmentos pequenos (≤ 11 ha) e/ou isolados não têm populações mínimas viáveis, e estas devem ser extintas em curto prazo (Paglia *et al.*, 2003).

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

O estudo foi conduzido em 21 fragmentos de Floresta Atlântica, localizados no município de Taubaté ($23^{\circ} 01' 30''\text{S}$ e $45^{\circ} 33' 31''\text{W}$), Vale do Paraíba, SP (Figura 1). O clima na região é de temperaturas elevadas, com média de 22°C e 1.335 mm de precipitação anual, tendo duas estações bem definidas: uma chuvosa que corresponde ao verão, e outra seca que corresponde ao inverno (Fisch, 1995).

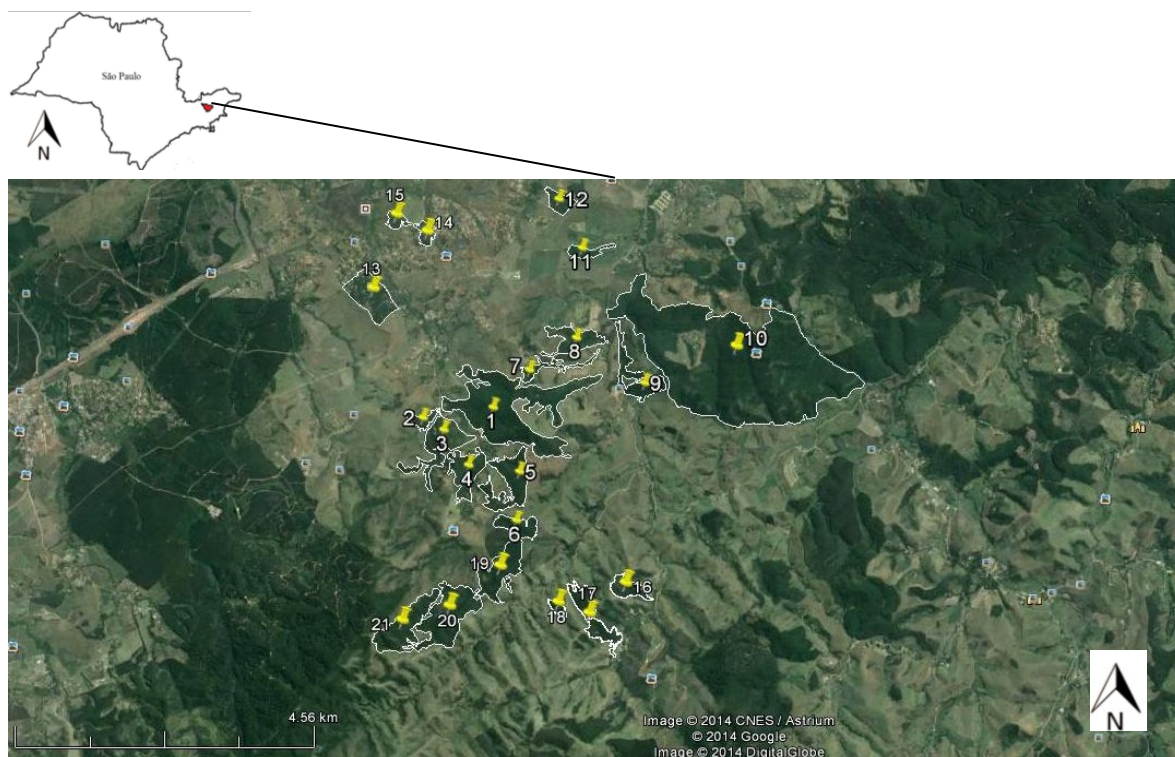


Figura 1- Localização de Taubaté em relação ao estado de São Paulo. Em destaque os remanescentes amostrados. Fonte: Google Earth, 2014

Planejamento da amostragem

As amostragens foram realizadas entre agosto de 2014 e julho de 2015, nos quais, foram percorridas trilhas das 8 às 12hrs e das 13 às 17hrs, utilizando-se o método do levantamento extensivo (broad surveys). O levantamento extensivo é indicado para amostrar grandes áreas geográficas em um relativo curto período de tempo. Em ambientes florestais, as observações são geralmente conduzidas em estradas ou trilhas já existentes, objetivando obter a distribuição geográfica de uma espécie, a abundância relativa em diferentes áreas e informações básicas sobre a idade e a composição das populações (NRC, 1981). O número de visitas dependeu do tamanho do fragmento, de modo que, remanescentes com até 11 ha foram amostrados em 3 dias, os de tamanho entre 12 e 35 ha em 4 dias, e os maiores que 35 ha em 5 dias.

Para a etapa inicial, de presença/ausência da espécie, esta foi considerada presente no fragmento quando houve registro direto (visual ou auditivo) ou indireto (fezes). Quando a presença da espécie foi confirmada em um remanescente, a etapa seguinte foi a de levantamento populacional, na qual, a cada avistamento, era anotado o número de indivíduos e sua classificação sexo-etária segundo Mendes (1989). Para caracterizar a paisagem foram consideradas como métricas, a área do remanescente e o grau de isolamento. Como eram necessárias informações sobre a possibilidade de migração de indivíduos entre manchas, para executar as análises de viabilidade, utilizou-se o fragmento mais próximo (DFP) como métrica representativa do grau de isolamento. As análises da paisagem foram realizadas no *software* ArcGIS 9.3 (ESRI, 2008).

Como a presença do bugio-ruivo foi confirmada em 12 remanescentes (vide artigo 1), foram realizadas análises de viabilidade populacional para as populações de cada uma dessas manchas. Os parâmetros utilizados para gerar os modelos (Tabela 1) foram retirados da literatura, principalmente de Agostini *et al.*, (2013).

Tabela 1- Parâmetros utilizados na simulação da viabilidade populacional de bugios-ruivos (*Alouatta guariba clamitans*) em 12 fragmentos de Floresta Atlântica em Taubaté, SP, em um período de 100 anos

Parâmetros	Valores
Número de Iterações	1.000
Número de anos	100
Duração de cada ano (em dias)	365
Número de populações	12

Definição de extinção	Resta somente 1 sexo
Depressão por endogamia (Número de equivalentes letais)	6
Efeito de endogamia devido a alelos recessivos letais (%)	50
Sistema de cruzamento	Poliginica
Idade da primeira reprodução para fêmeas (anos)	5
Idade da primeira reprodução para machos (anos)	6
Idade máxima de reprodução para fêmeas e machos (anos)	16
Idade máxima (em vida livre)	16
Número máximo de reprodução por ano	1
Número de prole por reprodução	1
Proporção sexual no nascimento	1:1
Fêmeas adultas reprodutivas no grupo (%)	Depende do fragmento
Taxa de mortalidade nos primeiros quatro anos de vida (%)	De 0 a 1 ano: 25 De 1 a 2 ano: 15 De 2 a 3 ano: 10 De 3 a 4 ano: 5
Probabilidade de catástrofes/ano do tipo I: Fragmentação (%)	1-3
Probabilidade de catástrofes/ano do tipo II: Eletrocussão (%)	0-1
Probabilidade de catástrofes/ano do tipo III: Ataque de cães domésticos (%)	0-1
Probabilidade de catástrofes/ano do tipo IV: Caça (%)	0-1
Probabilidade de catástrofes/ano do tipo V: Atropelamento (%)	0-0.5
Monopolização de cópulas por parte dos machos (%)	100
Tamanho inicial da população	5 à 40 indivíduos
Capacidade suporte (K)	15 à 100 indivíduos
Probabilidade de mudança na capacidade suporte em 10 anos (%)	-5
Caça	Depende do fragmento

Simulação de reforço genético por translocação
de indivíduos

Não

A população foi considerada extinta em um modelo quando restavam indivíduos de apenas um sexo, que não tinham possibilidade de migração entre remanescentes (Agostini *et al.*, 2013). Adicionalmente, foram simulados diferentes tipos e frequências de catástrofes, como fragmentação (de 1 a 3% ao ano), eletrocussão (0-1%), ataque de cães domésticos (0-1%), caça (0-1%) e atropelamento (0-0.5%) (Silva, 2013). O tamanho inicial da população foi estabelecido a partir do cálculo de abundância (número de indivíduos avistados/10 km percorridos) para cada remanescente (vide artigo 1). Já a capacidade suporte, para cada mancha, foi considerada como um pouco mais do que o dobro da população inicial, seguindo Agostini *et al.*, (2013).

Para obter a viabilidade da metapopulação foi simulado um modelo com os doze fragmentos considerando cenários com migração, a uma taxa ao ano, de 1%/número de remanescentes, entre fragmentos distantes até 50 m entre si, e sem migração acima dessa distância. O valor de 50 m foi estabelecido a partir das distâncias máximas observadas em campo (n=3), de deslocamento dos bugios, pelo chão, na região. Assim, foi considerado que todas as populações fornecem migrantes para todos os fragmentos em uma mesma taxa. Com exceção dos parâmetros de dispersão, todos os demais valores foram os mesmos utilizados nas análises de viabilidade populacional considerando-se as populações individualmente.

Quanto à depressão por endogamia (número de equivalentes letais), o valor médio citado na literatura e estimado a partir da análise de dados, para populações de mamíferos em cativeiro é de 3,14 equivalentes letais (LE) (Ralls *et al.*, 1988). No entanto, as populações selvagens, e que, portanto, vivem em ambientes potencialmente mais hostis, são mais vulneráveis à endogamia do que as populações cativas (Agostini *et al.*, 2013). Um estudo que examinou populações selvagens de 34 táxons, encontrou em 90% evidências de depressão endogâmica, com efeitos médios 7 vezes maiores na natureza do que o observado em cativeiro (Crnokrak e Roff, 1999). Em outro estudo, foi observado um efeito global médio de 12,3 equivalentes letais, através da história de vida das populações de mamíferos e de aves selvagens, com 6,3 destes impactando a produção e a sobrevivência das crias até a idade de um ano (O'Grady *et al.*, 2006). Assim, o impacto de endogamia para este estudo foi modelado como 6 equivalentes letais sobre a mortalidade juvenil, com 50% do efeito devido a alelos recessivos letais (Agostini *et al.*, 2013).

A população de bugios foi modelada por um período de 100 anos (cerca de 15 gerações), para que as tendências populacionais de longo prazo pudessem ser observadas. Cem anos é distante o suficiente para diminuir a possibilidade de omitir um evento ainda desconhecido e permitir a observação de um acontecimento lento (Agostini *et al.*, 2013). A fim de obter um cenário mais completo da simulação da população foram realizadas 1.000 repetições no programa VORTEX v. 10.1 (Lacy e Pollak, 2015).

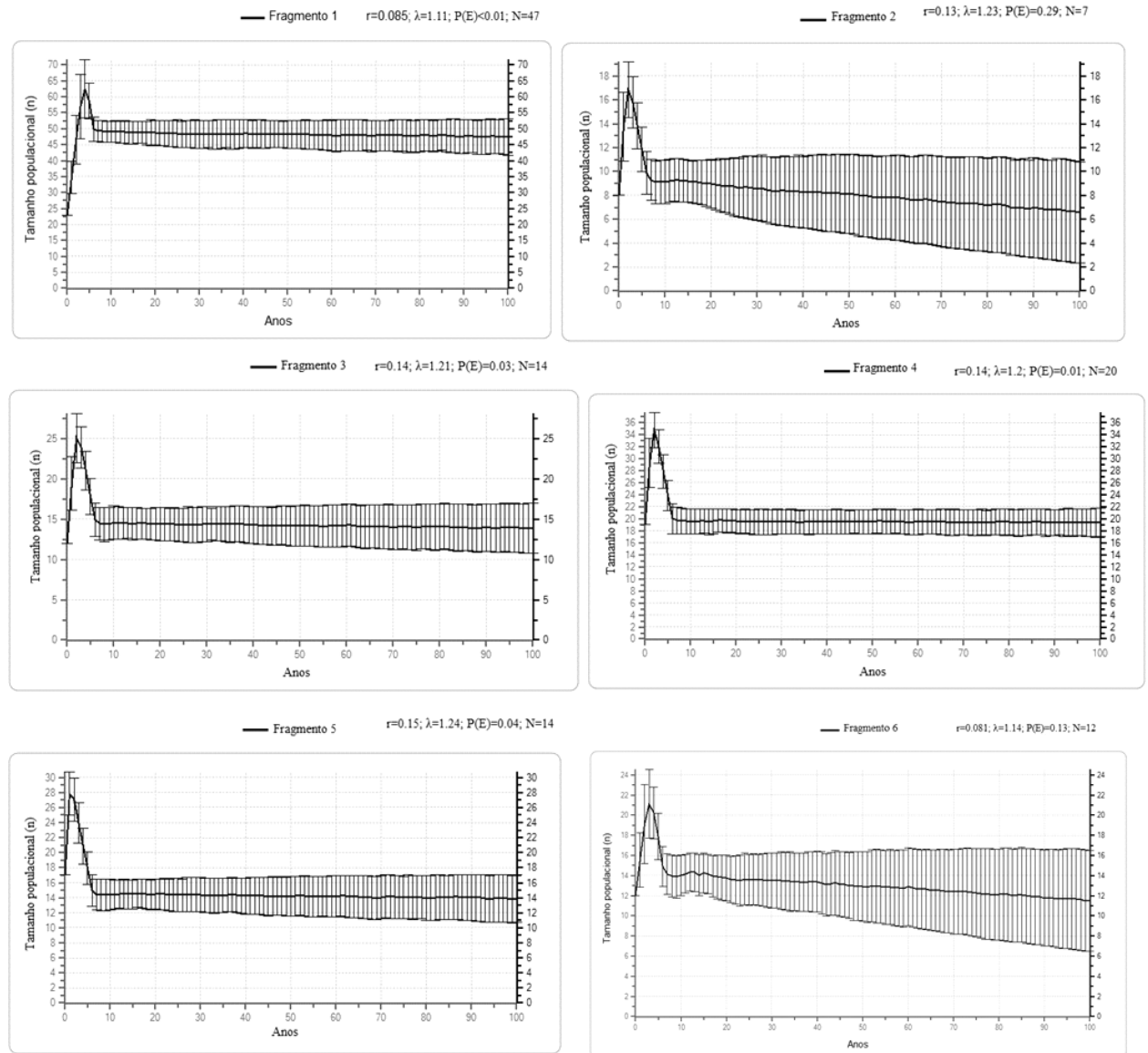
RESULTADOS

As probabilidades de extinção, em 100 anos, para as doze populações simuladas neste estudo, variaram de <0.01% a 89%, e, a taxa de crescimento populacional, variou de 0.011 a 0.53. O remanescente 10 foi o que apresentou menor probabilidade de extinção, e uma população final estimada de 75 ± 2 indivíduos. Em contrapartida, o fragmento 13 apresentou a maior probabilidade média de extinção, estimando-se que a população diminua de 19 para 2 indivíduos em 100 anos. O fragmento 19 foi o segundo com maior probabilidade média de extinção, de 53%, seguido dos remanescentes 20 e 21, com 49% e 47% de chance das populações se extinguirem, respectivamente (Tabela 2).

Tabela 2– Resultado das simulações para os fragmentos (N=12) deste estudo, em um período de 100 anos

Fragmento	Tamanho do fragmento (ha)	Distância do fragmento mais próximo (m)	Taxa de crescimento populacional (r)	Probabilidade de extinção (PE)	Tamanho esperado da população (N)
1	140	26	0.085	<0.01	47±5
2	6,9	11	0.13	0.29	7±4
3	36,4	12	0.14	0.03	14±3
4	26,1	15	0.14	0.01	20±2
5	38	15	0.15	0.04	14±3
6	14,3	36	0.081	0.13	12±5
8	22,9	22	0.11	0.04	14±3
10	460	42	0.15	<0.0001	75±2
13	37	1000	0.011	0.89	2±2
19	33	10	0.063	0.53	7±6
20	52	10	0.53	0.49	9±8
21	37,2	12	0.33	0.47	14±13

A maioria das populações locais nesta simulação apresentou um breve crescimento inicial seguido de declínio, porém evidenciando uma tendência ao equilíbrio em longo prazo, no contexto metapopulacional simulado (Figura 2). Poucas delas mostraram tendência a um declínio gradual, com o passar do tempo, e apenas uma (no maior fragmento) apresentou tendência de crescimento até atingir um tamanho estável.



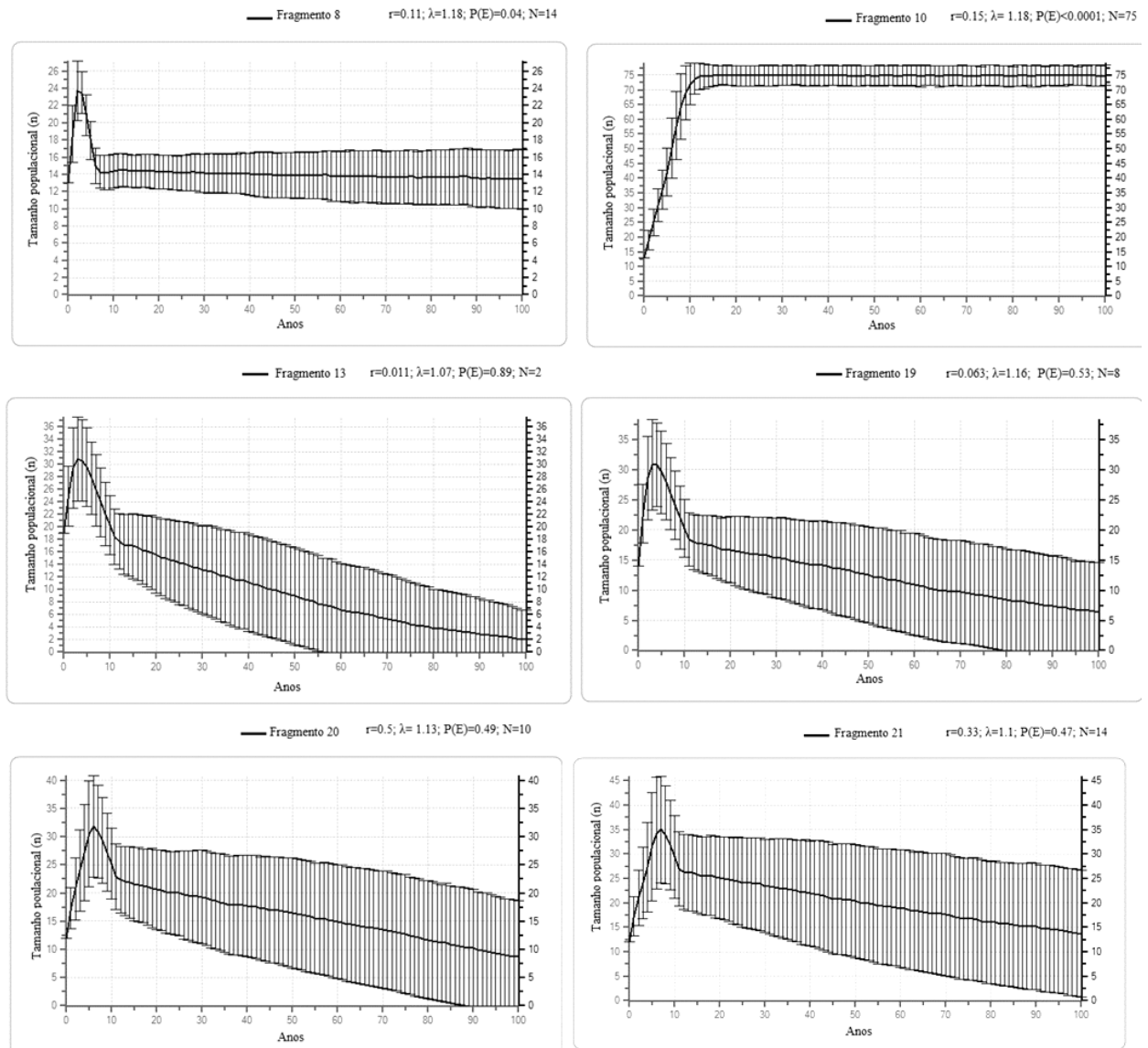


Figura 2- Análise de viabilidade para as populações dos 12 remanescentes. A curva mostra o tamanho populacional esperado (média±desvio padrão) em um intervalo de 100 anos. Legenda: r: taxa de crescimento populacional; lambda (λ): taxa de crescimento determinístico; P(E): probabilidade de extinção; N: tamanho esperado da população em 100 anos

Os resultados das 1.000 repetições para os doze fragmentos sugerem que a população mínima viável (PMV) para a região estudada, em um período de 100 anos, é de cerca de 140 indivíduos, desde que haja migração entre os fragmentos e, catástrofes não previstas no modelo, como epidemias, não acometam os animais. A PMV por fragmento, quando há migração de bugios entre as manchas, é de 12 ± 2 indivíduos, na qual a probabilidade de extinção é inferior a 10%, em um intervalo de 100 anos. A área mínima viável é 18 ± 3 ha, por fragmento, novamente quando há deslocamento de indivíduos entre os remanescentes.

DISCUSSÃO

Os resultados deste estudo corroboram a relevância do cenário metapopulacional, para a persistência e a estabilidade das populações de bugios em fragmentos. Embora haja uma tendência das simulações apresentarem probabilidade de extinção associada ao tamanho inicial das populações, a extinção esteve muito mais relacionada à conectividade dos remanescentes do que ao tamanho populacional observado no tempo zero. Por exemplo, o fragmento 3, com uma população inicial de 12 indivíduos e uma área de 36,4 ha, apresentou chance de extinção de apenas 3% em 100 anos. Em contrapartida, o remanescente de número 13, com 37 ha e população inicial de 19 indivíduos, apresentou 89% de probabilidade de extinção de sua população.

O que difere entre eles é que no primeiro há migração, com bugios deslocando-se entre este e outros três fragmentos (um deles considerado como possível área fonte em um cenário metapopulacional). Já no segundo, não há migração, uma vez que a área encontra-se isolada entre campos, residências e estradas. Esse resultado corrobora com a hipótese inicial deste estudo, de que fragmentos isolados não conseguem manter populações mínimas viáveis e estas devem ser extintas em curto prazo. Uma das explicações é que à medida que o tamanho populacional diminui, e o isolamento aumenta, surgem novas ameaças (catástrofes), que comprometem a estabilidade e a persistência das populações (Gilpin e Soulé, 1986). Particularmente, populações isoladas tornam-se mais vulneráveis à extinção, ocasionada pela estocasticidade demográfica e ambiental, perda da heterozigiosidade e ruptura da estrutura social (Caughley, 1994).

As catástrofes são, na maioria das vezes, eventos raros e difíceis de serem observados, entretanto, podem ocorrer e, portanto, não devem ser descartadas na simulação de modelos de viabilidade das populações (Gilpin e Soulé, 1986). A ocorrência de epidemias, como a febre amarela, tem sido apontada como uma das principais ameaças para a conservação dos bugios (Crockett, 1998). Em um estudo de AVP, com *A. guariba clamitans*, na Argentina, simulações no VORTEX mostraram que, se a febre amarela tivesse uma probabilidade de ocorrência de 6% ao ano, o efeito nas populações seria grave, matando entre 60% a 80% dos indivíduos durante um período de surto (Agostini *et al.*, 2013). Em outro estudo, com *A. palliata*, na Costa Rica, os autores simularam a ocorrência de catástrofes em um cenário metapopulacional. Embora tenha ocorrido uma redução na taxa de crescimento populacional, quando comparado ao cenário anterior à catástrofe, a população recuperou-se e a probabilidade de persistência desta ficou acima de 90%. Esse resultado reforça a importância

do cenário metapopulacional na conservação do gênero *Alouatta* (Rodríguez-Matamoros *et al.*, 2012).

Em contrapartida, em remanescentes isolados endocruzamentos tornam-se inevitáveis, ocasionando uma perda genética ainda maior do que aquela originada pela redução do tamanho populacional. Uma situação ainda mais grave é que o isolamento pode promover a fixação de alelos deletérios ao longo das gerações, levando-as rapidamente à extinção. Isso pode acontecer logo nos primeiros anos de vida, já que um dos principais efeitos da depressão endogâmica é a redução na taxa de sobrevivência dos infantes (Miller e Lacy, 2005). Esse processo é conhecido por vórtice de extinção (Gilpin e Soulé, 1986), que é simulado pelo programa VORTEX. Se o número de alelos letais não é demasiadamente grande, e o tamanho da prole é suficiente para incorporar o baixo sucesso reprodutivo decorrente da endogamia, a carga genética deletéria pode ser removida da população (Hedrick, 1994).

Ainda que para o fragmento 13 haja uma população significativa de bugios, a sua sobrevivência não está assegurada em longo prazo, devido aos endocruzamentos e à consequente perda da variabilidade genética. Além disso, a endogamia provoca um aumento da susceptibilidade a flutuações estocásticas que podem levar à extinção (Gilpin e Soulé, 1986). Desse modo, medidas de conservação como a translocação dos indivíduos, podem ser realizadas, tendo em vista tanto a extrema vulnerabilidade da população, quanto o isolamento (o remanescente mais próximo dista ± 1 km), dificultando, assim, a criação de um corredor ecológico. Outra possível solução seria o reforço populacional, por meio da introdução de indivíduos na área, o que poderia contribuir para o aumento da variabilidade genética da espécie na região e a redução das chances de extinção (Primack, 1998; Marsh, 2003).

O tamanho da área dos fragmentos também é citado como fator chave nas simulações de viabilidade populacional para *Alouatta*. Em um estudo no México, os autores encontraram uma probabilidade de extinção de 60%, para *A. palliata mexicana*, quando os remanescentes considerados tinham menos de 15 ha. Além disso, o resultado da AVP mostrou que a probabilidade de extinção da espécie aumentava exponencialmente, com a diminuição do tamanho da área (Mandujano e Escobedo-Morales, 2008). Isso pode ser explicado pelo fato de que fragmentos pequenos suportam um baixo número de indivíduos, além de que, com a redução da área, diminui a qualidade do habitat (Arroyo-Rodríguez *et al.*, 2007), o número de alelos e a diversidade genética, conforme observado para os primatas neotropicais (Rodríguez-Matamoros *et al.*, 2012).

Neste estudo, a área do fragmento esteve relacionada com a probabilidade de extinção local da espécie. Como exemplo o maior remanescente com 460 ha, foi o que apresentou

menor probabilidade de extinção ($P < 0.0001$). No entanto, viver em um remanescente pequeno não implica necessariamente em maior risco de extinção, desde que os indivíduos ou grupos consigam atravessar a matriz e explorar mais de uma área para obtenção dos recursos requeridos (Chapman *et al.*, 2003). De acordo com a teoria das metapopulações, os efeitos da área do fragmento na probabilidade de extinção e de seu isolamento na colonização, estão relacionados à dificuldade de dispersão de indivíduos entre manchas remanescentes (Hanski, 1999). Conseqüentemente, se por um lado bugios têm a habilidade de ocupar áreas pequenas, por outro lado, análises de viabilidade sugerem que a persistência de suas populações, em longo prazo, pode não ser possível (Mandujano e Escobedo-Morales, 2008).

A probabilidade de extinção, menor do que 10% para 50% ($n=6$) dos remanescentes deste estudo, poderia ser considerada como um bom indicativo para a conservação do bugio-ruivo na região. A ausência de efeitos marcantes do isolamento dos fragmentos sobre as populações locais indica que a configuração da paisagem e, possivelmente a permeabilidade da matriz, não oferecem limitações severas à dispersão e à sobrevivência dos indivíduos na maior parte dos fragmentos estudados, configurando um sistema metapopulacional (Fortes, 2008). Por outro lado, considerando que o gênero *Alouatta* é resistente às fases iniciais de distúrbios antrópicos, beneficiando-se da falta de grandes predadores e da proliferação da vegetação secundária, é razoável assumir que talvez a resposta temporal da espécie às modificações ambientais seja lenta (Arroyo-Rodríguez e Dias, 2009; Grande, 2012).

Por exemplo, em um estudo em florestas semidecíduas da Argentina, as populações de *A. caraya* se mantiveram estáveis, tanto em número de indivíduos, quanto em densidade, ao longo de 22 anos de fragmentação e retirada de madeira (Zunino *et al.*, 2007). Em outro estudo, foi encontrado 10% de uma população de *A. guariba* clamitans, em um remanescente isolado, com um padrão de pigmentação anormal, atribuído a um possível efeito do isolamento e dos cruzamentos consanguíneos. Mesmo assim, aparentemente sem efeitos importantes sobre a aptidão dos indivíduos com pigmentação diferenciada, pelo menos em curto prazo (Fortes, 2008). O fato de que não foram encontradas alterações significativas, no tamanho populacional e na aptidão dos indivíduos nesses estudos, não significa necessariamente que não há alteração. Talvez seja necessário um tempo muito mais longo, para que tais efeitos em *Alouatta* sejam percebidos e conhecidos.

Um estudo na Argentina comparou a estrutura genética e os padrões de dispersão de duas populações de *A. caraya*, uma residente em uma floresta contínua e outra em uma floresta fragmentada, para entender como a redução e a fragmentação do habitat afetam o fluxo de genes nessa espécie. Os valores encontrados, baseados nos locos de microssatélites,

mostraram uma recente diferenciação genética entre os grupos residentes da floresta fragmentada. Em contraste, os grupos da floresta contínua não apresentaram qualquer diferenciação entre os grupos. Esses resultados sugerem que a fragmentação do habitat modifica os padrões de dispersão de *Alouatta*. Essas diferenças entre habitats podem refletir em um reduzido fluxo gênico, fornecendo evidências genéticas que sustentam que o isolamento limita severamente a capacidade do bugio de se dispersar (Oklander *et al.*, 2010).

De forma semelhante, os resultados deste estudo evidenciam, que um dos principais fatores limitantes para a conservação da população de bugios é o isolamento, expondo a importância do cenário metapopulacional, para a persistência em longo prazo das populações. Assim, os resultados da AVP, sugerem direções importantes para o manejo das populações de bugios na região, indicando que são essenciais medidas que assegurem a manutenção da conectividade das áreas e a proteção dos remanescentes, contra catástrofes previstas no modelo, como a fragmentação, e não previstas, como incêndios. Se as taxas dessas catástrofes não aumentarem, com base nos resultados, pode-se esperar uma relativa estabilidade da metapopulação de bugios na região, com exceção do fragmento 13, no qual a extinção local da população é iminente.

REFERÊNCIAS

- Agostini, I., Desbiez A. L. J. & Miller, P. (Eds.). (2013). *Brown Howler Monkey Conservation Workshop IUCN/SSC*. Conservation Breeding Specialist Group (CBSG), Brasil. 70 p.
- Aguiar, L. M., Reis, N. R., Ludwig, G. & Rocha, V. P. (2003). Dieta, área de vida, vocalizações e estimativas populacionais de *Alouatta guariba* em um remanescente florestal no Norte do estado do Paraná. *Neotropical Primates*, 11, 78-86.
- Arroyo-Rodríguez, V. & Dias, P. A. D. (2009). Effects of habitat fragmentation and disturbance on howler monkeys: a review. *American Journal of Primatology*, 72(1), 1-16.
- Arroyo-Rodríguez, V., Mandujano, S. & Benítez-Malvido, J. (2007). Landscape attributes affecting patch occupancy by howler monkeys (*Alouatta palliata*) at Los Tuxtlas, Mexico. *American Journal of Primatology* 69, 1-12.
- Bicca-Marques, J. C. (2009). Outbreak of yellow fever affects howler monkeys in southern Brazil. *Oryx*, 43(2), 173.
- Brito, D. & Grelle, C. E. V. (2006). Estimating Minimum Area of Suitable Habitat and Viable Population Size for the Northern Muriqui (*Brachyteles hypoxanthus*). *Biodiversity & Conservation*, 15(13), 4197- 4210.

Caughley, G. (1994). Directions in conservation biology. *Journal of Animal Ecology*, 63, 215-244.

Chapman, C. A., Lawes, M. J., Naughton-Treves, L. & Gillespie, T. R. (2003). Primate survival in community-owned forest fragments: Are metapopulation models useful amidst intensive use?. In: Marsh, L. K. (Ed.) *Primates in fragments: ecology and conservation*. (pp. 63-78). New York: Kluwer Academic/ Plenum Publishers.

Chiarello, A. G. (2000). Density and population size of mammals in remnants of Brazilian Atlantic Forest. *Conservation Biology*, 14 (6), 1649-1657.

Coulson, T., Mace, G. M., Hudson, E & Possingham, H. (2001). The use and abuse of population viability analysis. *Trends in Ecology & Evolution*, 16(5), 219- 221.

Cowlishaw, G. (1999). Predicting the pattern of decline of African primate diversity: an extinction debt from historical deforestation. *Conservation Biology*, 13(5), 1183-1193.

Cowlishaw, G. & Dunbar, R. (2000). *Primate Conservation Biology*. Chicago University Press, Chicago. 498p.

Crnokrak, P. & Roff, D. A. (1999). Inbreeding depression in the wild. *Heredity*, 83, 260-270.

Crockett, C. M. (1998). Conservation Biology of the Genus *Alouatta*. *International Journal of Primatology*, 19(3), 549-578.

Environmental Systems Research Institute (ESRI). (2008). *ArcGis Professional Gis for the desktop*. Versão 9.3.

Fisch, G. (1995). Caracterização climática e balanço hídrico de Taubaté (SP). *Revista Biociências*, 1(1), 81–90, 1995.

Fortes, V. B. (2008). *Ecologia e comportamento do bugio-ruivo Alouatta guariba clamitans (Cabrera, 1940) em fragmentos florestais na depressão central do Rio Grande do Sul, Brasil*. 145p. Tese (Doutorado em Zoologia) - PUC, Porto Alegre, 2008.

Gilpin, M. E. & Soulé, M. E. (1986). Minimum viable populations: processes of species extinction. In: *Conservation Biology, The Science of Scarcity and Diversity*. Soulé, M. E. (Ed.). Sinauer, Massachussets.

Grande, T. O. (2012) *Ocupação de fragmentos florestais e uso da matriz por primatas na paisagem urbana de Goiânia, Goiás*. 84 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Evolução) – Universidade Federal de Goiás, Goiás, 2012.

Hanski, I. (1999). Habitat connectivity, habitat continuity, and metapopulation in dynamic landscapes. *Oikos*, 87(2), 209-219.

Hedrick, P. W. (1994). Purging inbreeding depression and the probability of extinction: full-sib mating. *Heredity*, London, 73, 363-372.

- Kierulff, M. C. M. (1993). *Avaliação das Populações Selvagens de Mico-Leão-dourado, Leontopithecus rosalia, e Proposta de uma Estratégia para sua Conservação*. Dissertação (Mestrado em Ecologia, Conservação e Manejo de Vida Silvestre), Universidade Federal de Minas Gerais. Belo Horizonte. 185 p.
- Lacy, R. C. & Pollak, J. P. (2015). *VORTEX: A Stochastic Simulation of the Extinction Process*. Version 10.1.1.0 Chicago Zoological Society, Brookfield, Illinois, USA. 203 p.
- Mandujano, S. & Escobedo-Morales, L. A. (2008). Population Viability Analysis of Howler Monkey (*Alouatta palliata mexicana*) in a Highly Fragmented Landscape in Los Tuxtlas, Mexico. *Tropical Conservation Science* 1, 43-62.
- Marsh, L. (2003). The nature of fragmentation. In: Marsh, L. (Ed.), *Primates in Fragments: Ecology and Conservation*. (pp. 1-10). New York, Kluwer.
- Mendes, S. L. (1989). Estudo ecológico de *Alouatta fusca* (Primates, Cebidae) na Estação Biológica de Caratinga, MG. *Revista Nordestina de Biologia*, 6(2), 71-104.
- Miller, P. S. & Lacy, R. C. (2005). *VORTEX : A stochastic simulation of the extinction process*. Version 9.92 User's Manual. Apple Valley: Conservation Breeding Specialist Group (SSC/IUCN). 149 p.
- Myers, N., Mittermeier, R. A., Mittermeier, C. G, Fonseca, G. A. B. & Kent, J. (2000). Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, London, 403, 853-858.
- National Research Council (NRC). (1981). *Techniques for the Study of Primate Population Ecology*. Washington, National Academy Press. 233 p.
- O'Grady, J. J, Brook, B. W, Reed, D. H, Ballou, J. D, Tonkyn, D. W. & Frankham, R. (2006). Realistic levels of inbreeding depression strongly affect extinction risk in wild populations. *Biological Conservation*, 133, 42-51.
- Oklander, L. I., Kowalewski, M. M. & Corach, D. (2010). Genetic consequences of habitat fragmentation in Black-and-golden Howler (*Alouatta caraya*) populations from northern Argentina. *International Journal of Primatology*, 31(5), 813-832.
- Oliveira, M. M. & Oliveira, J. C. C. (1993). A situação dos cebídeos como indicador do estado de conservação da Mata Atlântica no estado da Paraíba, Brasil. In Yamamoto, M. E. e Cordeiro de Souza, M. E. (Eds.), *A Primatologia no Brasil* 4, 155-167.
- Paglia, A. P. (2003). Análises de viabilidade populacional: Quantos indivíduos? Serão eles suficientes? Estudo de caso para espécies ameaçadas da Mata Atlântica do Sul da Bahia. In: Prado P.I., Landau E.C., Moura R.T., Pinto L.P.S., Fonseca G.A.B., Alger K. (orgs.) *Corredor de Biodiversidade da Mata Atlântica do Sul da Bahia*. Publicação em CD-ROM, Ilhéus, IESB / CI / CABS / UFMG / UNICAMP.
- Portaria MMA, Nº 444 (2014). Lista nacional oficial de espécies da fauna ameaçadas de extinção. Disponível em: http://www.icmbio.gov.br/portal/images/stories/biodiversidade/fauna-brasileira/avaliacao-do-risco/PORTARIA_N%C2%BA_444_DE_17_DE_DEZEMBRO_DE_2014.pdf. Acessado em: 10 de abril de 2014.

- Primack, R. B. (1998). *Essentials of conservation biology*. Sunderland, MA: Sinauer Associates. 660 p.
- Ralls, K, Ballou, J. D. & Templeton, A. R. (1988). Estimates of lethal equivalents and the cost of inbreeding in mammals. *Conservation Biology* 10, 769-775.
- Rodríguez-Matamoros, J., Villalobos-Brenes, F. & Gutiérrez-Espeleta, G. A. (2012). Population viability of *Alouatta palliata* (Primates: Atelidae) and *Cebus capucinus* (Primates: Cebidae) at Refugio de Vida Silvestre Privado Notal, Sarapiquí, Heredia, Costa Rica. *Rev Biol Trop*, 60(2), 809-32.
- Silva, A. S. A. (2013). *Ecologia e conservação do bugio-ruivo (Alouatta guariba clamitans) em um fragmento pequeno de Floresta Atlântica*. 56 p. Trabalho de Conclusão de Curso. (Bacharelado em Ciências Biológicas) - UNITAU, Taubaté, 2013.
- Strier, K. B. (2000). Population viabilities and conservation implications for muriquis (*Brachyteles arachnoides*) un Brazil's Atlantic Forest. *Biotropica*, 32, 903-913.
- Zunino, G. E., Kowalewski, M. M., Oklander, L. I. & González, V. (2007). Habitat Fragmentation and Population Size of the Black and Gold Howler Monkey (*Alouatta caraya*) in a Semideciduous Forest in Northern Argentina. *American Journal of Primatology*, 69(9), 966–975.

DISCUSSÃO

Várias teorias e conceitos em biologia da conservação sugerem que grandes manchas de habitat são importantes para a conservação da biodiversidade. Por exemplo, a teoria da biogeografia de ilhas prevê que a riqueza de espécies aumenta conforme aumenta a área (MacArthur e Wilson, 1967). Similarmente, a teoria de metapopulações prevê que a probabilidade de extinção local, em habitats fragmentados, aumenta com o isolamento e com a diminuição do tamanho do remanescente, ao passo que a probabilidade de colonização segue a tendência oposta (Hanski, 1999). Apesar de áreas florestais grandes serem reconhecidamente a base necessária para uma conservação bem sucedida, manchas pequenas e uma gestão apropriada da matriz podem ser complementos valiosos (Margules e Pressey, 2000).

De fato, o valor ecológico dos grandes remanescentes é bem aceito, porém, o mesmo não é observado para fragmentos pequenos e médios, que são frequentemente negligenciados em Ecologia da Paisagem (Zuidema *et al.*, 1996). Tal abordagem é crítica para o desenvolvimento de estratégias realistas e eficazes de restauração, e conservação dos ecossistemas, em paisagens altamente modificadas. Devido a seus custos mais baixos, programas de restauração que utilizam manchas pequenas como ponto de partida, são mais viáveis de serem implementados em curto prazo do que projetos de larga escala, que podem ser caros (Fenton, 1997). Desse modo, o valor dos fragmentos menores não deve ser negligenciado em estratégias de conservação. Os resultados aqui apresentados, no artigo 1, reforçam essa ideia de que, tão importante quanto a manutenção de áreas maiores, é a manutenção dos remanescentes menores, para a conservação do bugio-ruivo.

Sabe-se que, em escala de paisagem, os fatores mais relacionados à ocupação dos fragmentos são seu tamanho e as distâncias de isolamento em relação a áreas que possam servir como fonte de indivíduos, conforme observado para primatas (Fortes, 2008). Esses fatores, área do fragmento e isolamento, são denominados fatores de primeira ordem (Hanski, 1999). Diversos estudos com espécies de bugios, como *A. palliata*, *A. seniculus* e *A. caraya*, têm apoiado essas previsões, particularmente no que se refere à influência da área do fragmento, que tem sido descrita como a melhor preditora para a presença (Arroyo-Rodríguez e Dias, 2009), tamanho da população (Cristóbal-Azkarate *et al.*, 2005) e viabilidade (Mandujano *et al.*, 2006). Como exemplo, em um estudo com 208 fragmentos (0,9 a 266 ha), isolados em três paisagens com diferenças na cobertura florestal, os autores descobriram que o tamanho do fragmento era o melhor preditor, com um efeito positivo, na ocupação das áreas

por *A. palliata* (Arroyo-Rodríguez *et al.*, 2008). Esse resultado concorda com o obtido e já discutido no artigo 1 deste estudo. Similarmente, estudos com *A. caraya*, *A. guariba*, *A. palliata*, *A. pigra* e *A. seniculus* indicam que o tamanho da área de fato é um fator importante, que afeta negativamente a presença, abundância e persistência das populações de bugios em habitats fragmentados (Arroyo-Rodríguez e Dias, 2009).

Embora os efeitos do isolamento possam não ser tão evidentes quanto os resultantes do tamanho do fragmento, consequências negativas do isolamento populacional podem ser esperadas em habitats fragmentados, como a endogamia e a deriva genética. Ambos os processos são mais intensos em manchas menores, já que estas geralmente têm populações menores, e, portanto, com menor diversidade genética (Arroyo-Rodríguez e Dias, 2009). Os efeitos desses processos podem reduzir a capacidade de resposta dos indivíduos às mudanças naturais, ou às induzidas pelo homem (Jump *et al.*, 2009). Estudos com *A. caraya*, *A. palliata*, *A. pigra* e *A. seniculus*, sugerem que a perturbação no ambiente, resultante da fragmentação, reduz consideravelmente a diversidade genética das populações, principalmente por meio da diminuição da dispersão dos indivíduos entre as manchas. No entanto, estudos recentes desenvolvidos em populações de *A. pigra*, em habitats fragmentados, encontraram médias mais elevadas de heterozigose do que a relatada em estudos anteriores. Isso pode ser explicado por diferenças nas metodologias de cada estudo, amostras pequenas ou pela recente separação das populações, sugerindo que mais estudos genéticos de longo prazo são necessários, para demonstrar o efeito do isolamento na diversidade genética das populações de bugios (Arroyo-Rodríguez e Dias, 2009).

Os bugios são conhecidos pela sua capacidade em persistir tanto em habitats conservados quanto perturbados, incluindo paisagens naturalmente fragmentadas e fragmentos florestais pequenos (± 5 ha), nos quais outras espécies de primatas não conseguem sobreviver (Estrada e Coates-Estrada, 1996; Chiarello, 2003). Mesmo assim, neste estudo, assim como o observado em outros, encontramos evidências que indicam que a perda de habitat afeta negativamente a presença dos bugios nos remanescentes. Assim, sugere-se que a perda de habitat, provavelmente tem efeitos negativos mais intensos sobre as populações do que a fragmentação do habitat tem por si só (Fahrig, 2003). A perda de habitat não somente reduz as populações, como as torna mais suscetíveis a processos estocásticos (como epidemias) (Agostini *et al.*, 2008), catástrofes ambientais (como incêndios), demográficos (por exemplo, variações/ano no sucesso reprodutivo) e genética (como deriva genética) (Cowlshaw e Dunbar, 2000; Fischer e Lindenmayer, 2002).

Adicionalmente, os processos que geralmente ameaçam as populações, têm o potencial de interagir com outros e ampliar os efeitos de cada um, criando o que foi descrito como "vórtice de extinção" (Gilpin e Soulé, 1986), conforme visto no artigo 2. Esses vórtices podem ser estudados por meio da análise de viabilidade, que possibilita a avaliação desses efeitos em populações pequenas, contribuindo no estabelecimento de estratégias que reduzam a chance de extinção de uma dada população (Coulson *et al.*, 2001). Por exemplo, em um estudo com *A. palliata*, em três paisagens altamente fragmentadas no México, percebeu-se que tanto a proporção de áreas ocupadas quanto a abundância de primatas, diminuía significativamente em áreas com menos de 15% de habitat, sugerindo que a persistência da população poderia ser comprometida em longo prazo (Arroyo-Rodríguez *et al.*, 2008).

Em outro estudo, estimou-se que com uma taxa de desmatamento anual de 4%, a população de *A. palliata* tinha uma probabilidade de extinção de 35% em 30 anos. No entanto, se 112 a 170 ha fossem restaurados nessa paisagem, conectando grandes manchas, nas quais o tamanho das populações era baixo, os autores preveem que a probabilidade de extinção cairia para 1% (Mandujano *et al.*, 2006). Estes exemplos ilustram como a persistência de bugios em paisagens alteradas depende das ações de gestão promovidas ao longo dos próximos anos, e, como estudos em escala de paisagem oferecem um dos meios mais eficazes de gestão para a determinação de políticas públicas (Arroyo-Rodríguez e Mandujano, 2009).

CONCLUSÕES GERAIS

Os resultados dos artigos sugerem que, em curto prazo, os efeitos do tamanho da área são mais marcantes, influenciando tanto a presença quanto a abundância das populações de bugios. Contudo, em longo prazo, os efeitos da conectividade dos remanescentes tornam-se mais evidentes, uma vez que, o isolamento traz consigo endocruzamentos e implicações na carga genética das populações. Desse modo, o manejo apropriado da espécie, na região, deve priorizar a manutenção da vegetação, não somente nos remanescentes aqui considerados grandes (>35 ha) como também nos médios ($12 \leq 35$) e nos pequenos (≤ 11). Como abordado no artigo 1, os médios e menores fragmentos estão funcionando como corredores, ao facilitar o deslocamento dos bugios pela matriz.

Assim, tão essencial quanto a manutenção dos maiores fragmentos, é a conservação das pequenas e médias manchas de habitat, pois se estas desaparecem, a configuração metapopulacional dos bugios na região ficará comprometida. Sustentando essas predições, os

resultados do artigo 2 nos mostram quão essenciais são as medidas que assegurem a manutenção da conectividade das áreas e a proteção desses remanescentes contra catástrofes, como a fragmentação. Se as taxas dessas catástrofes não se modificarem nos próximos 100 anos, pode-se esperar uma relativa estabilidade da metapopulação de bugios na região, com exceção do fragmento 13, no qual a extinção local da população é iminente.

Com base nos resultados apresentados e discutidos nos dois artigos, sugerimos algumas ações de manejo, visando à conservação da população de bugios-ruivos na região. Para o fragmento 13 são urgentes medidas de conservação, já que a probabilidade de extinção dos bugios é de 89%. Tendo em vista o isolamento do remanescente e a presença de estradas e residências (dificultando a criação de um corredor ecológico), sugere-se o reforço populacional, por meio da introdução de indivíduos para aumentar o patrimônio genético da população. Uma possibilidade seria direcionar para a soltura no remanescente, animais advindos de CETAS (Centro de Triagem de Animais Silvestres) e que não encontram destinação.

Outra perspectiva de manejo poderia ser a translocação dos indivíduos. Porém como são 19 indivíduos, o esforço necessário nas capturas associado aos gastos e a dificuldade de se encontrar um remanescente na região que suportasse essa população, torna esse manejo pouco viável. Desse modo o reforço genético pode ser a melhor solução desde que outras medidas conservacionistas sejam aplicadas. Em primeiro lugar a proteção da área contra a especulação imobiliária, a destruição da floresta e a caça. Em segundo lugar ações de educação ambiental junto aos moradores do remanescente, demonstrando a importância da conservação do fragmento e da preservação da espécie.

Para os demais fragmentos da região, em particular os remanescentes, de 1 à 10 e de 19 à 21, sugerimos a criação de uma Unidade de Conservação, uma vez que a configuração metapopulacional dos bugios depende dessas áreas. É imprescindível a proteção desses remanescentes contra catástrofes já existentes e contra possíveis novas ameaças. Caso alguns dos fragmentos aqui estudados desapareçam, em longo prazo, é provável que a espécie não persistirá nas áreas que restarem e que não conseguirá se deslocar por distâncias cada vez maiores e por matrizes cada vez mais impermeáveis.

REFERÊNCIAS GERAIS

- Agostini, I., Holzmann, I. & Di Bitetti, M. S. (2008). Infant hybrids in a newly formed mixed-species group of howler monkeys (*Alouatta guariba clamitans* and *Alouatta caraya*) in northeastern Argentina. *Primates*, 49(4), 304–307.
- Anzures-Dadda, A. & Manson, R. H. (2007). Patch- and landscape-scale effects on howler monkey distribution and abundance in rainforest fragments. *Animal Conservation*, 10(1), 69–76.
- Arroyo-Rodríguez, V. & Dias, P. A. D. (2009). Effects of habitat fragmentation and disturbance on howler monkeys: a review. *American Journal of Primatology*, 72(1), 1–16.
- Arroyo-Rodríguez, V. & Mandujano, S. (2009). Conceptualization and measurement of habitat fragmentation from the primates' perspective. *International Journal of Primatology*, 30(3), 497–514.
- Arroyo-Rodríguez, V., Mandujano, S. & Benítez-Malvido, A. J. (2008). Landscape attributes affecting patch occupancy by howler monkeys (*Alouatta palliata mexicana*) at Los Tuxtlas, México. *American Journal of Primatology*, 70, 69–77.
- Bicca-Marques, J. C. (2003). How do Howler Monkeys Cope with Habitat fragmentation? In Marsh, L.K. (Ed.), *Primates in Fragments: Ecology and Conservation* (pp. 283–303). Kluwer Academic/Plenum Publishers, New York.
- Chiarello, A. G. (2003). Primates of the Brazilian Atlantic Forest. In Marsh, L.K. (Ed.), *Primates in Fragments: Ecology and Conservation* (pp. 99–121). New York, Kluwer Academic/Plenum Publishers.
- Coulson, T., Mace, G. M., Hudson, E. & Possingham, H. (2001). The use and abuse of population viability analysis. *Trends in Ecology & Evolution*, 16(5), 219–221.
- Cowlishaw, G. & Dunbar, R. (2000). *Primate Conservation Biology*. Chicago, IL: The University of Chicago Press.
- Cowlishaw, G., Pettifor, R. A. & Isaac, N. J. B. (2008). High variability in patterns of population decline: the importance of local processes in species extinction. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 276, 63–69.
- Cristóbal-Azkarate, J., Veà, J., Asensio, N. & Rodríguez-Luna, E. (2005). Biogeographical and floristic predictors of the presence and abundance of mantled howlers (*Alouatta palliata mexicana*) in rainforest fragments at Los Tuxtlas, Mexico. *American Journal Primatology*, 67, 209–222.
- Estrada, A. & Coates-Estrada, R. (1996). Tropical rain forest fragmentation and wild populations of primates at Los Tuxtlas, Mexico. *International Journal of Primatology*, 17(5), 759–783.

- Fahrig, L. (2002). Effect of habitat fragmentation on the extinction threshold: a synthesis. *America*, 12(2), 346-353.
- Fahrig, L. (2003). Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics*, 34, 487-515.
- Fenton, J. (1997). A primary producer's perspective on nature conservation. In: Hale, P., Lamb, D. (Eds.). *Conservation Outside Nature Reserves* (pp. 3–9). University of Queensland, Brisbane.
- Fischer, J. & Lindenmayer, D. B. (2007). Landscape modification and habitat fragmentation: a synthesis. *Global Ecology Biogeography*, 16(3), 265–280.
- Fortes, V. B. (2008). *Ecologia e comportamento do bugio-ruivo Alouatta guariba clamitans (Cabrera, 1940) em fragmentos florestais na depressão central do Rio Grande do Sul, Brasil*. 145p. Tese (Doutorado em Zoologia) - PUC, Porto Alegre, 2008.
- Galetti, M., Laps, R. & Pedroni, F. (1987). Feeding behaviour of the brown howler monkey (*Alouatta fusca clamitans*) in a forest fragment in State of Sao Paulo, Brazil. *International Journal of Primatology*, 8(5), 542.
- Gilpin, M. E. & Soulé, M. E. (1986). Minimum viable populations: processes of species extinction. In: *Conservation Biology, The Science of Scarcity and Diversity*. Soulé, M. E. (Ed.). Sinauer, Massachusetts.
- Grande, T. O. (2012) *Ocupação de fragmentos florestais e uso da matriz por primatas na paisagem urbana de Goiânia, Goiás*. 84 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Evolução) – Universidade Federal de Goiás, Goiás, 2012.
- Hanski, I. (1999). Habitat connectivity, habitat continuity, and metapopulation in dynamic landscapes. *Oikos*, 87(2), 209-219.
- Jump, A.S., Marchant, R. & Peñuelas, J. (2009). Environmental change and the option value of genetic diversity. *Trends Plant Sci*, 14(1), 51–58.
- Kierulff, M. C. M. (1993). *Avaliação das Populações Selvagens de Mico-Leão-dourado, Leontopithecus rosalia, e Proposta de uma Estratégia para sua Conservação*. 185 p. Dissertação (Mestrado em Ecologia, Conservação e Manejo de Vida Silvestre), Universidade Federal de Minas Gerais. Belo Horizonte, 1993.
- MacArthur, R. H. & Wilson, E. O. (1967). *The theory of island biogeography*. Princeton: Princeton Univ. Press.
- Mandujano, S., Escobedo-Morales, L. A., Palacios-Silva, R., Arroyo- Rodríguez, V. & Rodríguez-Toledo, E. M. (2006). A metapopulation approach to conserving the howler monkey in a highly fragmented landscape in Los Tuxtlas, Mexico. In: Estrada A, Garber PA, Pavelka M, Luecke L, editors. *New perspectives in the study of Mesoamerican primates: distribution, ecology, behavior and conservation*. (pp. 513–538). New York: Kluwer Academic/Plenium Publishers.

- Margules, C. R. & Pressey, R. L. (2000). Systematic conservation planning. *Nature*, 405, 243–253.
- Marsh, L. (2003). The nature of fragmentation. In: Marsh, L. (Ed.), *Primates in Fragments: Ecology and Conservation*. (pp. 1-10). New York, Kluwer.
- Miller, P. S. & Lacy, R. S. (2005). VORTEX : A stochastic simulation of the extinction process. Version 9.92 User's Manual. Apple Valley: Conservation Breeding Specialist Group (SSC/IUCN). 149 p.
- Oklander, L. I., Kowalewski, M. M. & Corach, D. (2010). Genetic consequences of habitat fragmentation in Black-and-golden Howler (*Alouatta caraya*) populations from northern Argentina. *International Journal of Primatology*, 31(5), 813-832.
- Primack, R. B. (1998). *Essentials of conservation biology*. Sunderland, MA: Sinauer Associates. 660 p.
- Ricketts, T. (2001). The matrix matter: effective isolation in fragmented landscapes. *The American Naturalist*, 158(1), 87-99.
- Soulé, M. E. (1987). (Ed.). *Viable Populations for Conservation*. Cambridge Univ. Press, Cambridge. 204 p.
- Strier, K. B. (2007). Conservation. In C. J. Campbell, A. Fuentes, K. C. Mackinnon, M. Panger, S. K. Bearder (Eds.). *Primates in Perspective*. (pp. 496-509). Oxford: Oxford University Press.
- Zuidema, P. A., Sayer, J. A. & Dijkman, W. (1996). Forest fragmentation and biodiversity: the case for intermediate-sized conservation areas. *Environmental Conservation*, 23, 290–297.